



TITLE:

富栄養化水域の自浄作用に関する研究(Dissertation_全文)

AUTHOR(S):

藤井, 滋穂

CITATION:

藤井, 滋穂. 富栄養化水域の自浄作用に関する研究. 京都大学, 1990, 工学博士

ISSUE DATE:

1990-01-23

URL:

<https://doi.org/10.14989/doctor.r7093>

RIGHT:

初 刷
工
796
京大附図

富栄養化水域の自浄作用に関する研究

1989年10月

藤井 滋穂

富栄養化水域の自浄作用に関する研究

1989年10月

藤井 滋穂

富栄養化水域の自浄作用に関する研究

1989年10月

藤井 滋穂

目 次

	頁
第1章 序 論	1
第1節 概 説	1
第2節 従来の自浄作用の概念と湖沼での意義および意味	1
1.2.1 キーワードに基づく解析	
1.2.2 文献中の使用例からの解析	
1.2.3 湖沼の物質循環からみた自浄作用の量的評価	
第3節 本研究の構成	9
参考文献	
第2章 富栄養化水域における水質変動特性	12
第1節 概 説	12
第2節 各種の水質指標とその意義	12
2.2.1 水域水質指標の分類	
2.2.2 各種の生物量指標とその成分組成	
第3節 巨視的にみた変動特性	15
2.3.1 使用データ	
2.3.2 各指標の頻度分布特性	
2.3.3 水質指標分布の分類とその特徴	
2.3.4 分散分析と分布型のパターン化	
2.3.5 まとめ	
第4節 微視的にみた変動特性	26
2.4.1 実験方法	
2.4.2 水中有機物の粒径分布特性	
2.4.3 粒径パターンによる試料の特性把握	
第5節 結 語	37
参考文献	
第3章 マイクロコズム実験による生物反応機構の解析	40
第1節 概 説	40
第2節 実験方法	42
3.2.1 培養装置およびサンプル作成方法	
3.2.2 分析項目	
第3節 バクテリアによる有機物分解過程の特徴	45
3.3.1 バクテリアのみの系での水質変化特性	
3.3.2 バクテリアの増殖特性	
3.3.4 まとめ	
第4節 植物プランクトン・バクテリア系での有機物分解過程の特徴	55
3.4.1 植物プランクトン・バクテリア系での水質変化特性	
3.4.2 植物プランクトンの増殖特性	
3.4.3 有機物生産・分解過程における重ね合わせの検討	
3.4.4 まとめ	
第5節 三微生物群混合系での有機物分解過程の特徴	66
3.5.1 混合系での水質変化の特性と動物プランクトンの作用	
3.5.2 有機物分解過程に与える温度の効果	
3.5.4 まとめ	
第6節 生態モデルによる有機物分解過程の表現と各微生物群の自浄能の評価	73

3.6.1	モデルの設定	
3.6.2	モデルの検証と考察	
3.6.3	まとめ	
第7節	結語	83
参考文献		
第4章	酸化池実験によるモデル富栄養湖の物質収支把握と自浄能評価	86
第1節	概説	86
4.1.1	概要	
4.1.2	酸化池の特性	
4.1.3	酸化池内の反応機構	
第2節	実験方法	88
第3節	実験結果の概要	90
4.3.1	環境因子の経日変化	
4.3.2	水質の経日変化	
4.3.3	生産量・呼吸量の経日変化	
4.3.4	沈降量の経日変化	
4.3.5	底泥分析結果	
4.3.6	まとめ	
第4節	池内の物質挙動	96
4.4.1	水中での反応	
4.4.2	固形物の挙動	
4.4.3	底泥の作用	
4.4.4	まとめ	
第5節	物質収支	109
4.5.1	収支モデルの設定	
4.5.2	各元素の物質循環図	
4.5.3	各元素の収支比較と自浄量の評価	
4.5.4	まとめ	
第6節	結語	122
参考文献		
第5章	琵琶湖南湖調査による湖水水質挙動の把握と自浄能の評価	125
第1節	概説	125
第2節	水質調査概要	125
5.2.1	調査日程と採水地点	
5.2.2	調査項目および分析方法	
第3節	南湖水質の特性	126
5.3.1	季節変化	
5.3.2	水質水平分布	
5.3.3	水質指標の相互関連	
5.3.4	まとめ	
第4節	生態モデルによるシミュレーションと自浄能の評価	137
5.4.1	モデルの設定	
5.4.2	モデルの検証	
5.4.3	物質収支	
5.4.4	炭素、窒素、リンの収支比較と自浄量の評価	
第5節	結語	156
参考文献		
第6章	結論	159

第1章 序 論

第1節 概 説

湖沼の富栄養化は湖の遷移の過程であり、それ自体自然の現象である。しかし元来、数千～数十万年を経て貧栄養湖から中栄養湖、富栄養湖さらには池沼陸化と進む過程が、人為的影響で数オーダも速度を増し、数十年で急変して、水道水源の悪化や水環境の質の低下など大きな社会問題として顕在化している。この富栄養化の機構解明に向けて各方面で多くの研究がなされているが、快適な水環境の保全・対策・創造を具体的かつ早急に実施する上では、各種の研究成果を有機的に結び付け、湖沼内での水質および生物挙動の量的変化を表現し、その結果を通じてインプット(負荷)とアウトプット(影響)との関係を整理し把握することが重要となる。

ところで、ある現象や機構を明らかにするためには、その個々の反応を詳細に観察する方法と、現象全体の変化を概略的であれ把握する方法とに極端化することができる。富栄養化の場合では、前者の典型は純粋培養藻類を用いた人工系での実験であり、後者の典型は野外調査による水質変化把握が相当してい

る。両者で方法論や着目する研究のレベルは大きく異なるが、ともに重要であり、それらの成果を結びつけることで現象解明がより効果的になると考えられる。

本研究は、このような観点に立ち、約20リットルの小さなベンチスケールの系から約2億トンの琵琶湖南湖規模までの広範囲の水塊を対象に研究を進め、それら成果を有機的に結び付けることで富栄養化現象の把握と反応の量的な表現を試みたものである。この中でとくに、有機物分解など、湖にとって浄化的に働く作用いわゆる自浄作用に注目して研究を実施した。有機物分解の過程は、植物プラントンによる一次生産と同様に、富栄養化水域では重要な反応機構であるが、その研究報告例ははきわめて少ない現状にある。

以下、第2節では、従来の文献より自浄作用の概念を整理し、湖沼におけるその意味・意義を明らかにする。第3節では、富栄養化現象把握のために本論文で実施した方法論を整理し、本研究の位置づけとその構成を示す。

第2節 従来の自浄作用の概念と湖沼でのその意義および意味

“自浄作用(self-purification)”という語は、河川における有機物減少とDO回復の現象をはじめとして、古くから用いられており、専門外の人を含め一般によく知られた言葉である。しかしこの言葉は特定の反応に対して名付け

られたものではなく、“水質など環境の質が人間の好ましいと思う方向に(浄化に対応)、人間の意図的な働きによらず(自然に対応)向かうこと(作用に対応)”など漠然とした概念で解釈され、専門用語ではあるが厳密な定義が必

ずしもなされていない。そこで、その概念を整理し、その対象範囲を、河川など他の分野と比較しつつ明らかにする。そして湖沼の自浄作用の意味と意義とを物質循環との関連から考察する。

1.2.1 キーワードに基づく解析

既存のデータベースJICSTから、キーワードに“自浄作用”を含む632の文献(1975~1987年)を収集し、図1-1の手順にしたがって関連キ

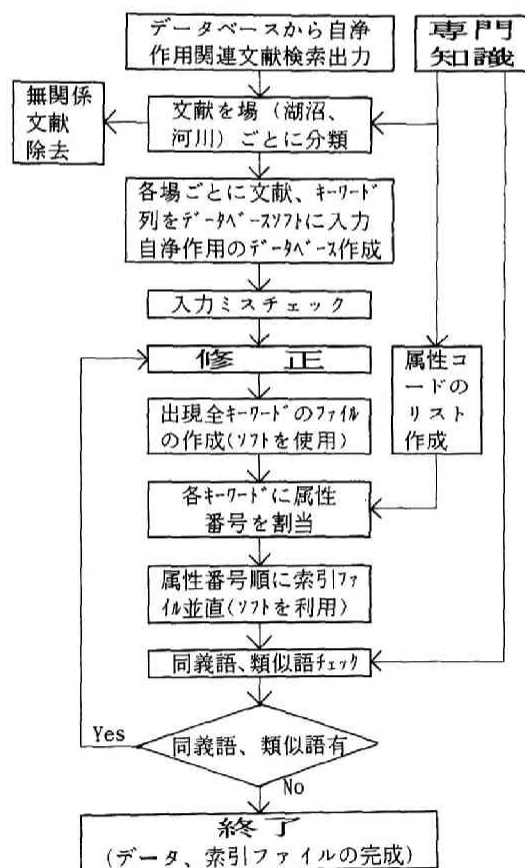


図1-1 キーワードによる文献情報抽出のための解析用データファイルの作成手順

ーワードの内容から“自浄作用”の対象範囲、現象等を考察した。全文献をそのキーワードと題目の内容から、場ごと(湖沼、河川、海洋、感潮域、土壌、その他)に分類した。この際、自浄作用の対象範囲を水質に限定し、それ以外の分野の文献を排除した。ついで残りの文献中で出現した全てのキーワード(約1600種、総個数約6000)について、表1-1の区分で属性による分類を行ない、それらを相互比較できるようにした。この区分は大、中、小の3段階で行ない、これによりキーワードを175種類に分けた。この際、同義語および類似語を整理し、キーワード数の減少に努めた。このような作業を繰り返し、キーワードに関する検索ファイルと文献に対するデータファイルとを作製した。さらに、環境科学での水関係の研究(科学研究費環境科学特別研究研究計画書S55-61を利用)についても同様の解析を行ない、“自浄作用”関連研究との比較に用いた。

まず環境科学のキーワードから自浄作用の

表1-1 キーワードの属性による分類コード

大分類	中分類例	キーワード数 (コード数)
場	場一般・場所・相・気象・固有名	323(58)
時間	(なし)	8(1)
反応	反応一般・物理・科学・生物・収支	398(40)
指標	汚濁物・有機物・栄養塩・重金属	234(28)
汚濁源	負荷・汚濁源・場所・被害	156(26)
対策	対策・処理・処分	134(9)
調査等	調査・データ・解析	121(9)
学問他	学問・研究・その他	124(4)
合計		1476 (175)

表1-2 環境科学における自浄作用類似語

キーワード	出現回数	キーワード	出現回数
自浄作用	3	自然浄化機能	1
環境浄化(機)能	3	浄化	1
自然浄化	2	汚水浄化	1
環境浄化容量	2	海水浄化	1
水浄化能力	2	環境浄化	1
土壌浄化	2	水質浄化	1

類似語を選別してみた(表1-2)。環境科学では、キーワードを各研究者が与えているため統一性がなく、若干のニュアンスが異なるものも含めると、類似語は178研究中12種、延べ出現回数は20回に及ぶ。“自浄作用”と内容的によく類似する言葉として“自然浄化機能”や“環境浄化能”があるが、自浄作用も3回出現し比較的使用頻度が高い語であることがわかる。

自浄作用がどの場で最も関心がもたれているのかを、各場ごとの文献数とその出現順位(キーワードの順番)から考察した(図1-2)。文献数では、河川に関連するものが228と全体の38%を占め最も多く、ついで海洋(沿岸域を含む)、土壌、湖沼の順になった。なお、その他

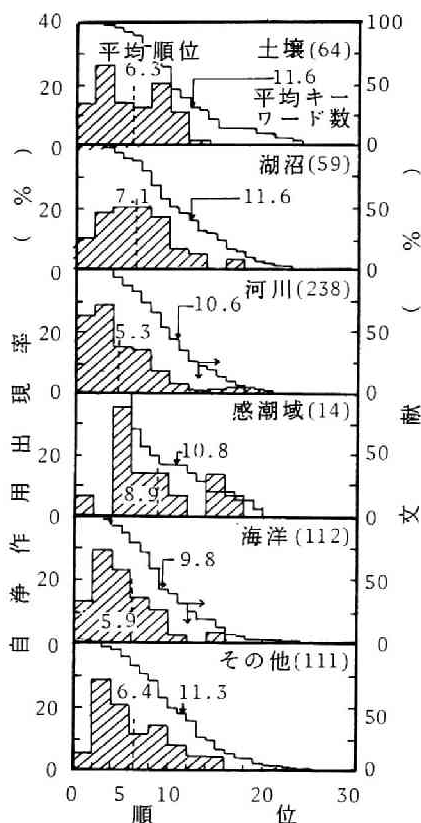


図1-2 各文献のキーワード数の分布と自浄作用の出現順位

は場のカテゴリーで分類できないもので、処理、毒性試験、環境管理に関するものである。キーワード数は文献により5~25語とかなり異なるが、平均的には各分野とも10~11語程度であった。この中で“自浄作用”が出現する順位は、河川が平均で5.3番と最も早く、ついで海洋、土壌であり、その順位と文献数とはよく対応している。一方、JICSTの自浄作用関連文献と環境科学研究各々について、固有地名関連キーワードおよび場所関連キーワードの延べの出現頻度を求め、図1-3に帯グラフとし、両者を比較した。また前述の場による文献区分の結果も併せて示した。環境科学と比較すると、自浄作用関連の研究は河川での割合が数倍も大きく、逆に湖沼や海洋での割合が約半分と小さくなっている。これらのことから、自浄作用は河川分野の中心に関心がもたれ、湖沼ではそのような観点であまり研究されていないことがわかる。

つづいて、各属性(表1-1での中分類あるいは

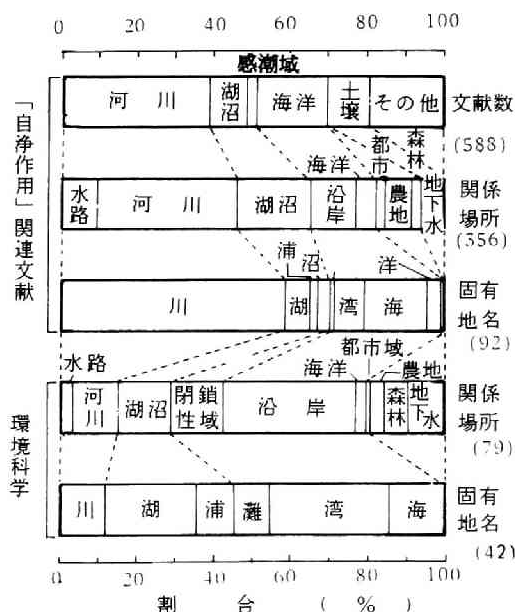


図1-3 キーワードからみた対象場所比較
右側(); キーワード延べ数あるいは文献数

表1-3 キーワードによる関連事象の相対評価

類別	内 容	key word 総数	環と 境の 科比 学校	場での重要度(相対比較) 湖 河 土 感 海 その 沼 川 渠 域 洋 他
場・相	液相関係	188		+
	固相関係	121	---	+
堆積物		50	-	- +++ -
	全体	137		+
現	曝気	35	+	+
	吸脱着	22		+++ +++
拡散		19	--	
	全体	62		+
化学		219		-
	生物	85	+++	
微生物分解		29		+
	脱窒	24		++
硝化		18		+
	光合成			
生物	細菌類	80		+
	植物プランクトン	47	---	+++ -
溶存酸素		71	+++	- +++ - + --
	BOD	83	+++	+++
COD		34	+	+++
	炭化水素類	97		-- +++
窒素		110	+	+
	リン	48		+
重金属		43	---	+++
	洗剤	26		+++
病原菌・ウイルス		25		
	農薬・殺虫剤	23	--	++
有機ハロゲン化合物		21		

+, - ; 10%で有意 ++, -- ; 1%で有意 +++ , --- ; 0.1%で有意

は小分類に相当)ごとにキーワードの出現頻度を求め、その延べ回数で各場での事象の重要性を判断した(表1-3)。このため、各事象の出現頻度を2×2偶然分割表(表1-4)に当てはめ、 χ^2 検定で有意性を検証し、その危険率の値によりキーワードの重要性を---~+++で相対評価(JICST内)した。これは特定の事象の発現が他の事象の発現の有無に影響されるかどうかを検証するもので、例えば特定キーワードの出現頻度が、湖沼に分類した文献で、他の場に比べ、統計的に有意に高い(あるいは低い)かを判断材料として評価した。表1-4下段には検証基準の統計量算出式を示してある。また、環境科学でのキーワードの出現頻度と比較し、同様の統計解析で、その多少を評価した(+の方が自浄作用の研究でよく出現)。

この解析により、従来の研究者が持ってい

表1-4 2×2偶然分割表

(a~dは各々の生じた度数)

		事 象 A		
		発現 (+)	非発現 (-)	合 計
事 象 B	発現 (+)	a	b	a + b
	非発現 (-)	c	d	c + d
	合 計	a + c	b + d	a+b+c+d (=N)

$$\chi^2 = \frac{(a \cdot d - b \cdot c)^2 N}{(A + b)(b + d)(a + b)(c + d)}$$

もし事象Aと事象Bとが独立しているならば上記統計量は自由度1の χ^2 分布に従う。

た自浄作用の概念が、自然現象の中でとくに細菌によるBOD, COD等の有機物の分解作用と、それに関連する曝気などによる酸素供給を中心として把握されていることが明らかとなった。一方、一般の研究に比べ、場所的には固相、物理反応では拡散、生物では植物プランクトン、さらに物質では有毒性あるいは蓄積性の重金属、有機ハロゲン化合物、農薬等に対するものは、あまり対象とされていないことが示された。

上記概念は平均的なもので、力点は当然場ごとで異なり、湖沼では、関連する反応として脱窒と光合成、関連生物群として植物プランクトン、関連水質指標として窒素とリンが、他の分野に比べよく出現する。なお河川では反応で曝気と硝化、生物で細菌類、水質指標で溶存酸素とBODやCODの出現頻度が高い。

1.2.2 文献中の使用例からの解析

この解析はキーワードのみに基づくため、表面的な判断である可能性がある。そこで、これら588の文献から日本語文献を中心に手にはいるもの約200の文献を収集し、自浄作用に関連する記述の抽出を行なった。ただし、類似語も含め自浄作用に関連する記述がまったくないものや、発表者、内容とも重複するも

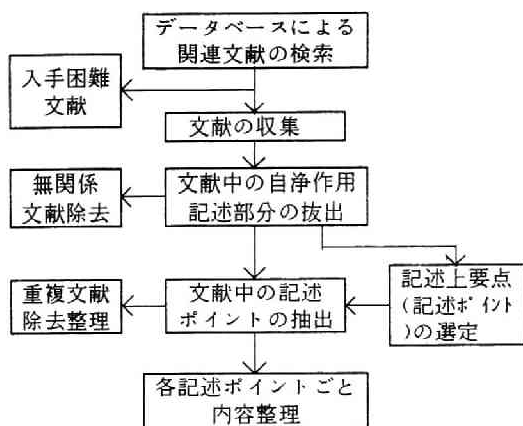


図1-4 文献記述内容の統計解析用の前処理

表1-5 文献中、自浄作用の定義使用例¹⁻⁴⁾

<p>小山忠四郎(1976) 湖沼における「<u>自浄作用</u>」の意義を明確に説明することは容易ではないがつぎのように2つの作用として解釈されよう。1)湖沼内(①)の自然条件下での<u>微生物</u>(⑥)による<u>有機物質</u>(⑤)の<u>無機化作用</u>(③)、2)有機物質(⑤)の無機化作用によって生成された<u>無機栄養塩</u>(⑤)の自然条件下における<u>除去作用</u>(③)</p> <p>須藤隆一(1980) 有機廃水が河川(①)に放流されると、その流入地点の水質は悪化するが、下流にいくにしたがつて水質は徐々によくなり、ある一定距離流れるとほぼ廃水流入前の水質に戻ることはよく知られている現象で水の「<u>自浄作用</u>」と呼ばれている。これは、<u>汚濁物質</u>(⑤)が<u>希釈</u>(④)、<u>拡散</u>(④)、<u>沈殿</u>(④)、<u>生物による吸収</u>(④)や<u>分解</u>(④)などを受けて<u>減少</u>(③)するからである。この内、希釈、拡散、沈殿などは<u>汚濁物質</u>(⑤)の分布状態が変わるだけで、消滅するわけではないから「<u>自浄作用</u>」といえない。「<u>自浄作用</u>」とは有機物が酸化分解作用を受けて無機化される作用をいう。</p> <p>宗宮功(1984) 本研究は、湖沼(①)の「<u>自浄作用</u>」を定量的に把握するため、関連する主要微生物群として細菌、植物プランクトン、動物プランクトン(⑥)の3者を取り上げ、これらが浄化に果たす役割を表記する手法の開発を行なった。しかし、湖水(②)では各々は互いに…。…。各系の<u>酸素消費速度</u>を計測(③⑤)し、それらと比較することによって最近、植物プランクトン、動物プランクトンそれぞれの自浄能の定式化を行なった。</p> <p>Yoko KUBOKURA et al(1980) …in the reduction(③) (purification) of coliform bacteria. Moreover, the soil(①②) to which an ability to <u>reduce</u> coliform(⑤) had been lost by sterilization regained this ability to a considerable extent …</p>

注) ①:場, ②:相, ③:現象, ④:反応, ⑤:物質, ⑥:生物

が多く、自浄作用の使用例として解析するものは58資料¹⁻⁵⁰⁾ (同一文献でも対象場等、異なる内容がある場合には複数回引用)にとどまった。記述的に示されている各文献の内容を統計的な情報とするため、①場②相③現象④関連生物⑤反応⑥対象物質・指標を、記述のポイントとして選出し、各文献からこれを抽出・整理した。なお、これらの文献では時間の尺度での整理や考察が不十分なため、これは記述上のポイントとはならなかった。

表1-5には記述ポイントを実際に文献中から抽出した例¹⁻⁴⁾を示す。文章中の番号が①～⑥の記述ポイントに相当し、これらを図1-4にフローチャートの作業手順に従って各ポイントごとに集計・整理した。なお表で示されるように参照した文献では自浄作用を明確に定義するものばかりではなく、文章の内容や回りの記述から上記6ポイントに相当する語を推定するケースが多かった。

この記述ポイントに関連事象ごとにまとめ、棒グラフで表したものが図1-5である。図より研究者のイメージする自浄作用の平均的な概念が把握できる。すなわち場所的には河川を中心とするが、湖沼や海洋もある程度含む。相としては水中、土中もあるが大半は特定しておらず(文献中それを記述する部分がない)、個別の場所よりは系全体で減少あるいは除去される形で自浄作用は把握されている。関連生物としては微生物が30%と高いが、特定しないものも同程度あり、中には生物の関与しない反応も含まれている。一方、反応としては生物学的酸化(いわゆる生物分解)が40%強ともっとも多いが、その他、脱窒・光合成・硝化などの生物反応や吸着・拡散・沈殿等物理的要因を指摘するものも多い。対象物質では、有機物(40%)や窒素・リンなどを中心として使用されているが、汚濁物あるいは特定していないものが40%と、明確に対象物を示さないものが多い。また細菌や温排水の汚染を示すものもある。各記述ポイントでは特定されな

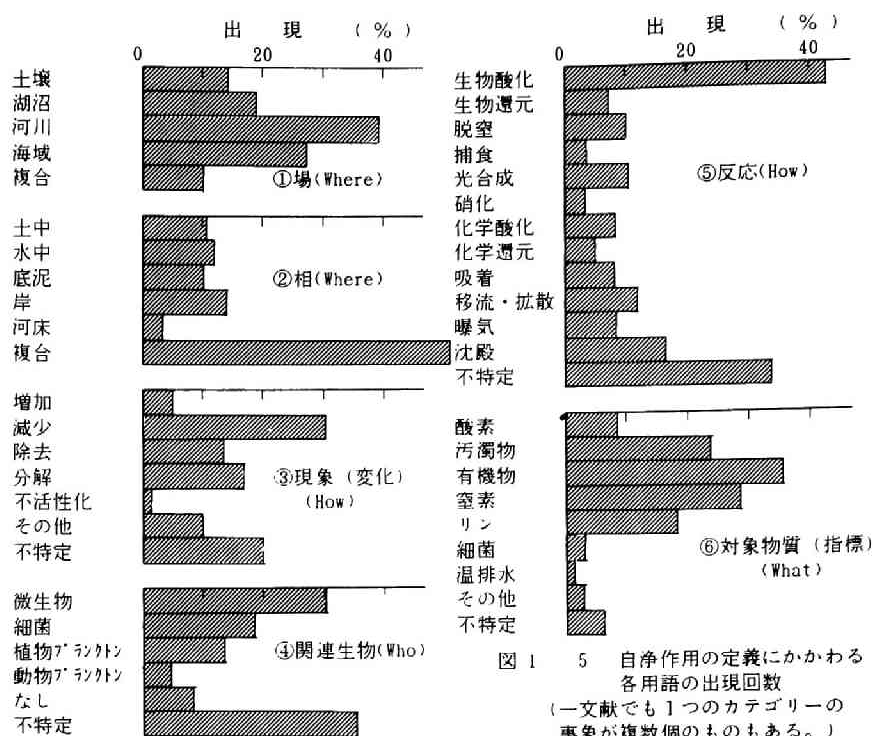


図 5 自浄作用の定義にかかわる各用語の出現回数
(一文献でも1つのカテゴリーの事象が複数個のものもある。)

いケースが多いが、これはある部分での記述がある他部分では省略されているためであり、したがって記述ポイント間の関連を調べる必要がある。

そこで表1-6には、同一文献で両方の用語の記述があった場合の回数を示すとともに、その出現が統計的に有意に大きいか小さいかを、前記の 2×2 分割表による χ^2 検定を利用して判断した。表を見ると、場所の差では当然のごとく相と関連性が強いが、それ以外では、土壌で吸着が、湖沼や海域で曝気が有意な差で出現している。相に注目すると、底泥が不活性化の現象や脱窒の反応との関連が強く、岸部が増加の現象、曝気の反応さらに酸素と関連が深かった。現象面では増加に関して曝気が、除去に関して脱窒が、分解に関して有機物が関連して出現している。さらに反応では光合成と植物プランクトンとが、沈殿と関

連生物無しとが、また対象物質では温排水と関連生物無しとが関連性がある。

ところで表1-6では、前記解析で重要であると示された場としての河川や、反応としての生物酸化で、明瞭な相関をもって出現する語はなかった。このことは、表で有意とされる現象はむしろ場や反応が限定されるケースに当たることを示す。この例として、湖沼や海域の岸部で酸素が生物の関与なしに増加する現象の曝気が上げらる。その他、温排水が海域水中で特定の生物化学的な反応ではなく拡散によって消失する現象や、河床での硝化反応や底泥部における窒素の脱窒反応が、自浄作用の一部として捉えられているようである。

以上の考察により、自浄作用の平均的な概念が示された。すなわち自浄作用は、自然の現象の中で河川を中心とする場での細菌によるBOD, COD等の有機物の分解作用として把握さ

1.2.3 湖沼の物質循環からみた自浄作用の量的評価

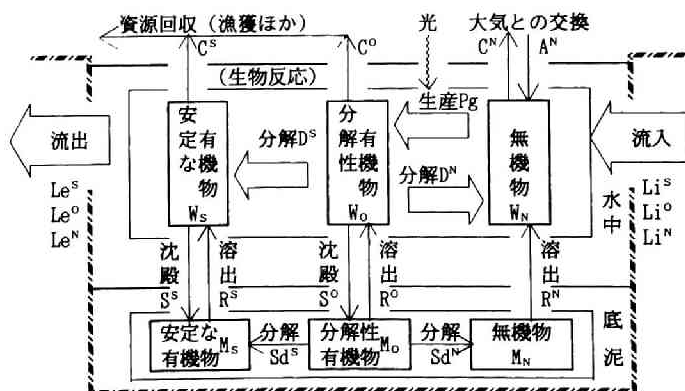
湖沼では自浄作用に注目する研究例は少なく、今回の調査文献でも唯一小山¹⁾が、“通常の有機物分解に加えてその結果生じる無機栄養塩類の系外への除去”を指摘するだけで、その反応過程を明確に特定していない。

湖沼で自浄作用に関する議論が展開されない理由としては、①湖沼では有機物が分解されても、それに伴ない生じる無機のN,Pが植物プランクトンの再増殖の引き金となること、②底泥との物質交換も大きいため浄化を考える範囲も重要となること、があげられる。河川では、主要な反応を有機物の無機化として一方向でとらえられたが、湖沼では物質循環の立場で考慮する必要がある。

そこで、湖内の物質循環にかかわる反応を考えた上で、湖沼の自浄作用を考察してみた。図1-6は湖沼の物質循環を単純化した概略図で、対象とする成分を有機物と無機物とに分け、

さらに有機物を分解する成分（分解性有機物、たとえばBOD成分）と、分解されず蓄積する成分（安定な有機物たとえばフミン酸）とに分けて示した。一方、表1-7は、図1-6の物質循環図に基づいて、自浄作用を汚濁物の減少として把握した場合の値を、系の大きさ（生物反応のみ、水中のみ、湖沼全体）、対象物の形態（分解性有機物、有機物全体、無機有機物）ごとに数式表示したものである。

自浄力を系の減少量としてとらえると、それは表のようにいくつかの考え方が示される。しかし、考慮の範囲を広げ、無機物・底泥等、潜在的に汚濁物（有機物）となるものを含めれば含めるほど、関与する反応は、物質の移行に関連するもののみとなり、前述の有機物分解とはほど遠くなる。ちなみに、自浄力を、有機物+無機物全体が湖沼等全体で減少することと考えると、結局漁獲等による外部とり出しと、底泥への蓄積分や大気への放散のみとなり、自然生態系での生物学的な反応を含まなくなる。したがって、湖沼の自浄作用では、



注1) $\frac{dW_s}{dt} = Li^s - Le^s + D^s - S^s + R^s - C^s$
 $\frac{dW_o}{dt} = Li^o - Le^o + Pg - D^s - D^N - S^o + R^o - C^o$
 $\frac{dW_n}{dt} = Li^N - Le^N + D^N + R^N - Pg + A^N - C^N$

注2) S, O, Nは各々安定有機物、分解性有機物、無機物を示すサffイクス

図 1 6 湖 沼 の 物 質 循 環

表 1 - 7 自 浄 作 用 の 考 え 方

現象	考慮する系	成分	変 化 式	定 常 状 態 で の 値
汚濁物の減少	湖沼系全体	分解性有機物	$D^S + D^N + S^O - R^O - Pg + C^O$	$Li^O - Le^O$
		有機物	$D^N + S^S + C^S + C^O + S^O - Pg - R^S - R^O$	$Li^S + Li^O - Le^S - Le^O$
		有機物+無機物	$C^S + C^O + C^N + S^S + S^O - R^S - R^O - R^N - A^N$	$Li^S + Li^O + Li^N - Le^S - Le^O - Le^N$
	水系のみ	分解性有機物	$D^S + D^N + S^O - Pg + C^O$	$Li^O + R^O - Le^O$
		有機物	$D^N + S^S + C^S + C^O + S^O - Pg$	$Li^S + Li^O + R^S + R^O - Le^S - Le^O$
		有機物+無機物	$C^S + C^O + S^S + S^O$	$Li^S + Li^O + Li^N + R^S + R^O + R^N - Le^S - Le^O - Le^N + A^N$
系の復元力	湖沼系全体	分解性有機物	$D^S + D^N - Pg$	$Li^O + R^O - Le^O - C^O - S^O$
		有機物	$D^N - Pg$	$Li^S + Li^O + R^S + R^O - Le^S - Le^O - C^S - C^O - S^S - S^O$
		有機物+無機物	0	$Li^S + Li^O + Li^N + R^S + R^O + R^N - Le^S - Le^O - Le^N - C^S - C^O - C^N - S^S - S^O + A^N$
	水系のみ	分解性有機物	$D^S + D^N + S^O - R^O + C^O$	$Li^O - Le^O + Pg$
		有機物	$D^N + S^S + C^S + C^O + S^O - R^S - R^O$	$Li^S + Li^O - Le^S - Le^O + Pg$
		有機物	$D^S + D^N + S^O + C^O$	$Li^O + R^O - Le^O + Pg$
系の復元力	水系のみ	分解性有機物	$D^N + S^S + C^S + C^O + S^O$	$Li^S + Li^O + R^S + R^O - Le^S - Le^O + Pg$
		有機物	$D^S + D^N$	$Li^O + R^O - Le^O - C^O - S^O + Pg$
	生物反応のみ	有機物	D^N	$Li^S + Li^O + R^S + R^O - Le^S - Le^O - C^S - C^O - S^S - S^O + Pg$

注) 定常状態の値は、 $dW_o/dt=0$, $dW_s/dt=0$, $dW_n/dt=0$ として計算。

(有機物+無機物)の範囲で考えると系の復元力も汚濁物の減少と同じ値になる。

別の概念導入も必要であると考えられる。

この別の概念として系の安定性があげられる。すなわち、水系に外部からの負荷があっても系内の各種反応が復元力として作用し、通常水質はある一定のレベルに保たれる。この復元力もまた自浄作用の一つの重要な側面として把握できる。湖沼内での生物反応は、主として、この作用に関連するもので、湖沼のように閉鎖的で物質が何度も循環する系ではその力が水域の汚濁物濃度レベルを定める点によりきわめて重要と考える。この復元力は、前述の減少量から光合成項を引いたものに当たり、明暗ビン法における呼吸量に相当する。表1-7にはこの復元力の考え方に基づい

た自浄能も数式表示した。この見方をすれば、河川同様湖沼でも有機物の分解作用はその水域の自浄能として把握できるものと考ええる。当然この場合、バクテリアが基質となる有機物を摂取する作用だけでなく、植物プランクトン自体が呼吸・自己代謝によって減少する作用も、系内の有機物(植物プランクトンも含む)の異常増大を防ぎ、安定なレベルに保つという意味で一つの自浄作用の表れとみなしうる。

本論文では、自浄能を汚濁物の減少力と復元力との2点の視点に立って整理し、各々定量化する手順を検討した。そして湖沼の物質循環上で、その数値が富栄養化現象の中でどのような効果・作用を表しているのか検討した。

第 3 節 本研究の構成

本論文では、まず第2章で富栄養化の現象認識する上で必要不可欠な水質指標について、

その内容を整理分類するとともに、頻度分布や成分内容等から、巨視的および微視的な視

点でその特性を考察した。第3章では人工的に温度や光条件等をコントロールしたマイクロコズムを用い、富栄養化水の水質変化や生物群の働きを求める実験を行なった。とくに多くのケースで系を暗条件とすることにより、分解過程における植物プランクトン・動物プランクトン・バクテリアの3微生物群の役割を明らかにし、これら生物群の寄与量で有機物の分解過程を表記することを試みた。第4章では、生物学的な要因以外の物理・化学的反応も定量化するため、人工的に富栄養化させた酸

化池実験から、水質変化・沈降量・底泥量を調べ、物質収支を明らかにした。同池は、日射・水温・降雨など自然の影響も受けるが、水の流入等管理しているため、その物質収支把握が比較的容易となっている。第5章では自然系として琵琶湖南湖での調査結果を基に、そこでの自浄能あるいは水質変化挙動を調べた。さらにそれ以前の実験を通じて得られたモデル式を利用して水質の予測・各微生物の役割評価・自浄能の数量化を行なった。第6章では本研究の成果をまとめ、結論とした。

第1章 参考文献

- 1) 小山忠四郎, "湖沼における浄化作用(I)", 用水と廃水, Vol. 18, No. 3, p278-286(1976)
- 2) 須藤隆一, "微生物生態系としての環境", 化学工学, Vol. 44, No. 8, p466-471(1980)
- 3) 宗宮功, 藤井滋穂, 白木敏之, 水野理, "湖沼における微生物群の浄化機能評価", 京衛研シンポ講演論文集, Vol. 6, p124-129(1984)
- 4) Kubokura, Y., Iwabuchi, I., Honda, M. & Ogawa M., "Rise and Fall of Coliform Bacteria in Batch Soil Mixed with Livestock Waste", 日本公衆衛生雑誌, Vol. 27, No. 1, p9-14(1980)
- 5) 原弘, 島田浩次, 熊谷稔, 遠藤一夫, "液柱によって同伴される気体の挙動", 化学工学論文集, Vol. 3 No. 4, p424-425(1977)
- 6) 小野英男, "公害防止とバクテリア(要旨)", 産業公害, Vol. 12, No. 11, p1137-1144(1976)
- 7) 和田安彦, 中山不二雄, 児島猛, "河川管理における汚濁流達率の研究(2)", 用水と廃水, Vol. 18, No. 3, p312-320(1976)
- 8) 中西弘, "内海における浄化作用", 用水と廃水, Vol. 18, No. 3, p291-296(1976)
- 9) 安中徳二, "下水処理水の土壌散布", 土木技術資料, Vol. 19, No. 11, p570-574(1977)
- 10) 桜井善雄, "河川の浄化作用", 用水と廃水, Vol. 18, No. 3, p273-277(1976)
- 11) 井村秀文, "汚染海域浄化システムの設計研究", 建設の機械化, No. 312, p21-26(1976)
- 12) 小倉紀雄, "河川の自浄作用", 環境技術, Vol. 12, No. 8, p531-533(1983)
- 13) 杉島伸禄, 下原悦子, "水中における腸内ウイルス生存について", 日本公衆衛生雑誌, Vol. 30, No. 5, p189-193(1983)
- 14) 松永隆, 竹沢正樹, "湯川水系における窒素とリンの動態", 栃木県公害研究所年報, No. 6, p34-42(1982)
- 15) 国松孝男, "再生水の山林・草地還元-(II)物質収支-", 農業土木学会誌, Vol. 50, No. 10, p869-877(1982)
- 16) 石橋多聞, "ルール川(西ドイツ)の水管理", 水利科学, Vol. 26, No. 4, p41-50(1982)
- 17) 小林節子, "手賀沼の汚濁と生態系(1)", 用水と廃水, Vol. 24, No. 9, p965-976(1982)
- 18) 石田省三, "海域環境の整備", 環境情報科学, Vol. 11, No. 3, p36-42(1982)
- 19) 山路勇, "海洋(特に潮間帯)の自然浄化能力", 産業公害, Vol. 18, No. 2, p118-123(1982)
- 20) 国松孝男, "土壌生態系による水質保全(I)-再生水の水田利用-", 用水と廃水, Vol. 24, No. 1, p39-48(1982)
- 21) 国松孝男, "土壌生態系による水質保全(II)-林地, 草地, 畑地による水質浄化-", 用水と廃水, Vol. 24, No. 1, p61-77(1982)
- 22) 一戸正憲, "森林土壌浸透による生活污水の浄化処理", 用水と廃水, Vol. 24, No. 1, p95-99(1982)
- 23) 大塩敏樹, "我が国の水質保全", 学術月報, Vol. 34, No. 9, p650-658(1981)
- 24) 坂上恭助, 篠原隆政, "トラップの自浄作用に関する研究", 空調・衛生工学会講演論文集, Vol. 1981, p417-420(1981)
- 25) 金谷健, 久保田弘, "小規模分散型下水処理システムの提案", 環境情報科学, Vol. 10, No. 3, p45-55(1981)

- 26) 木村正樹, "はまち養殖漁場の汚染底泥の自浄", 香川県水産試験報告, No. 18, p63-75(1981)
- 27) 木村信太郎, 富安慶三郎, 安藤実, 竹下慎二, "土壤被覆型接触ばっ気方式し尿浄化槽(ソイルシステム)について", 公害と対策, Vol. 17, No. 8, p775-778(1981)
- 28) 木村正二郎, "土壤浄化法による汚水処理の現状" 公害と対策, Vol. 17, No. 7, p650-658(1981)
- 29) 吉田富男, "自然状態の湖沼底泥表層の採取と脱窒活性の測定", 日本土壤肥科学雑誌, Vol. 51, No. 6, p517-519(1980)
- 30) 伊藤信, 増島博, "田面流水における窒素、リン濃度の変動と流速条件", 日本土壤肥科学雑誌, Vol. 51, No. 6, p478-486(1980)
- 31) 福永勲, "都市感潮河川の浄化機作と汚濁制御に関する研究", 生活衛生, Vol. 24, No. 5, p136-151(1980)
- 32) 橋治国, 大畑博, 森口朗彦, "河床生物膜の組成と水質浄化能(3)一河床生物膜の栄養塩除去特性一", 土木学会年講Ⅱ, Vol. 41, p757-758(1986)
- 33) 長岡裕, 大垣真一郎, "礫で構成された河床における生物学的自浄作用のモデル化", 土木学会年講Ⅱ Vol. 41, p705-706(1986)
- 34) 住友恒, 松岡譲, 安田孝行, 脇本春樹, "湖岸での波による曝気に関する実験的検討", 土木学会年講Ⅱ Vol. 41, p727-728(1986)
- 35) 赤井一昭, 上田伸三, 和田安彦, 石谷寿, 村井保徳, "瀬戸内海等の総量規制と人工珊瑚礁の効果", 土木学会年講Ⅱ, Vol. 41, p713-714(1986)
- 36) 徐開欽, 佐藤敦久, 高崎みつる, "河川中のN, P, Cの挙動に及ぼす影響", 土木学会年講Ⅱ, Vol. 41, p697-698(1986)
- 37) 国松孝男, "農地からの栄養塩流出と対策", 水処理技術, Vol. 27, No. 10, p713-720(1986)
- 38) 猪狩三郎, "霞ヶ浦の水質保全", 用水と廃水, Vol. 28, No. 8, p782-787(1986)
- 39) 柳哲雄, "海洋開発と海洋環境", 産業公害, Vol. 22, No. 1, p32-36(1986)
- 40) 森田弘昭, 山田幸男, 安中徳二, "流路内浄化工による河川水質の改善", 衛生工学研究論文集, Vol. 22, p137-149(1986)
- 41) 科学技術庁資源調査会, "自然浄化機能を生かした水質改善対策", 環境施設, No. 22, p40-51(1985)
- 42) 島岡隆行, 栗谷陽一, 花嶋正孝, 松藤康司, "廃棄物埋立層における窒素の分解過程に関する研究(2)", 土木学会年講Ⅱ, Vol. 40, p671-672(1985)
- 43) 橋治国, 大室敏, 木村直人, "河床生物膜の組成と水質浄化能(1)一自然河川における組成分析一", 土木学会年講Ⅱ, Vol. 40, p797-798(1985)
- 44) 長岡裕, 大垣真一郎, 花木啓祐, "浸透性河床における硝化機構", 土木学会年講Ⅱ, Vol. 40, p769-770(1985)
- 45) 門脇秀策, 稲塚洋一郎, 平田八郎, "浅海養殖漁場における沈降性物質の生態調査一 I 2~3の化学性状からみた分解過程", 鹿児島大学水産学部紀要, Vol. 33, No. 1, p43-49(1984)
- 46) 宗宮功, 津野洋, 島田幸司, 檜物良一, "土壤微生物による水質浄化機能に関する基礎的研究", 京衛研シンポジウム論文集, Vol. 6, p166-173(1984)
- 47) 岡高明, 松本薫, 磯野重治, 宮田十一, "京都府山城水道原水としての天ヶ瀬ダム湖水", 水道協会雑誌 No. 535, p27-38(1979)
- 48) 白地哲也, 近藤満雄, "水域の自浄作用一底泥微生物の無機窒素の酸化・還元・脱窒活性の測定", 土木学会年講Ⅱ, Vol. 38, p627-628(1983)
- 49) 近藤満雄, 白地哲也, "水域の自浄作用一底泥微生物の有機物(アミノ酸・タンパク質・グルコース・サッカロース・デンプン)分解活性の測定", 土木学会年講Ⅱ, Vol. 38, p625-626(1983)
- 50) 里内勝, 菊地憲次, "湖沼の自浄作用一管根沼を例として", 用水と廃水, Vol. 25, No. 12, p1236-1241(1983)

第2章 富栄養化水域における水質変動特性

第1節 概 説

環境管理に限らず広く事象を把握するためには、その状態や変化を表現する指標を得、事象を認識・感知することが、まず必要である。富栄養化に関しては水域の規模(面積, 水深)や滞留時間等の物理的な諸元のほか、対象水中の成分を示す水質指標が重要となる。本章では水質指標の富栄養化水域での変動特性につ

いて考察する。一口に水質指標といっても透明度のように状態量から、DOのような物質質量まであるので、第2節では各種の指標を整理し、特徴をまとめる。第3節では、頻度分布という巨視的な観点から水質変動特性をとらえる。第4節では粒径分画によりその内容を微視的に検討し、特性を考察する。

第2節 富栄養化に関する水質指標とその意味

2.2.1 水域水質指標の分類

水域水質を表記する指標は数多いが、それが状態量か変化量あるいはポテンシャルか、

物質質量か非物質質量か等々、測定対象物の内容により図2-1のように分類できる。個々の指標(変数)が表のどの区分に属するかは、富栄養化モデル作成や物質収支計算での指標間の関

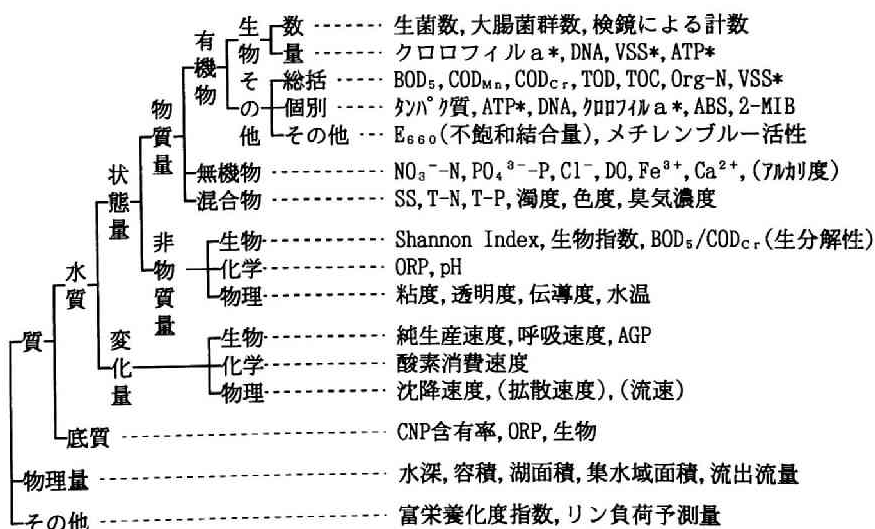


図 2 - 1 水質指標の系統的分類 (*は目的に応じて複数箇所に分類される)

係明確化で重要である。クロロフィルaは単一物質としても藻類量指標としても考えられるため、2箇所に出現しているが、これは水質指標が目的や適用場所によって別の観点で捉えることが可能なことを示している。図では参考のため、水質指標以外の富栄養化関連指標も簡単に分類・表示した。前記の物理量以外に、これと水質とを組み合わせ得た各種の指標があるが、この中で富栄養化度指数(TSI)やリン負荷予測量は、湖の栄養状態を判断あるいは予測する指標で、前者は水中の透明度やChl.a等の濃度を基準化し、湖の富栄養

レベルを表現したもの¹⁾、後者は湖周辺のリン負荷などから湖内水質を予測するもので、Vollenweiderに始まり、その後、Dillon²⁾や Chapraら³⁾等により改良が加えられている⁴⁾。

図2-1の分類は測定対象物の内容に基づくものだが、その他①測定法に基づく指標か定義に基づく指標か、②単一指標か、それらを複合した指標か、③現場測定か実験室測定か、④手分析か機器分析か、等々の別の分類方法がある。①の点は行政にかかわる部分で重要で、たとえば法文上のCODはJISの酸性過マンガン酸カリウムによるCOD値であり、COD自身が元々意

表 2 - 1 各種生物指標の分析方法と問題点^{6-12, 40)}

生物	指標	方 法	問 題 点	適用例	参考文献
バクテリア	生菌数	試料水中の細菌に基質を与え、増殖した細菌のコロニー数等から判定(MPN法、平板法)	培地の種類、条件で増殖しない細菌がある。また測定に日数を要す。	水道	6, 7)
	全菌数	試料中浮遊物をメンブランフィルター等で集め染色、顕微鏡(位相差、落射蛍光)で計数。	活性のない細菌数も計数。		6)
	同上変法	試料にDNA合成阻害剤を加え、培養した後大きく増えた細菌を顕微鏡で計数。	生菌数ほどではないが、培養条件の影響を受け、測定に日数を要す。		8)
	SS(VSS)	水中のSS(VSS)濃度をバクテリア量と考える	細菌以外のSSを含む。測定は簡単。	活性汚泥	9)
	DNA	生物(バクテリア)のDNA/COD比を0.03としてDNA濃度から算定。	SS(VSS)より生物量に近いが、生きた細菌以外にもDNAを含まれる。またDNA測定は手間がかかる		10)
植物プランクトン	計 数	植物プランクトンの種類ごとに計数。	専門知識(同定)を必要とし、手間もかかる。得られた結果からその全量を一般的には求められない。	湖沼	7)
	SS(VSS, Org-N)	これら濃度で植物プランクトン量とする。	浮遊物のほとんどが植物プランクトンである場所以外では使えない。	酸化池	
	クロロフィルa	クロロフィルa濃度で植物プランクトン量とする。	植物プランクトン中のクロロフィルa含有率は藻類種、生育相で変化する。	湖沼	11)
	コーンター法	コーンターで得られた粒径分布から、植物プランクトン相当の粒径範囲の体積量を求め、植物プランクトン量とする。	特定藻類種が優占的とならない限り、植物プランクトン由来の粒子範囲図を求められない。	酸化池	40)
動物プランクトン	計 数	種類ごとに計数。	(植物プランクトンのケースと同じ)		7, 9)
	コーンター法	動物プランクトン相当の粒径の体積量から	(植物プランクトンのケースと同じ)		40)
	その他	プランクトネットやフワイで動物プランクトンを収集しその量(沈殿量、排水量、湿重量、乾重量、etc.)で与える。	動物プランクトンのみをフワイ等で100%回収することは困難。		12)

図する有機物全量を意味しない。②の点に関して、合田⁵⁾は“水環境なり水系システム全体のレベルやイメージあるいは、秩序性を総合的に評価し、あるいは環境変化が向かっている方向を総合的に判断するもの”として“総合指標”を提示し、水質指標がこの総合指標と個別指標とに分類でき、前者を用いることで水環境の把握あるいは施策的な対応が可能となると述べている。さらに、③の点は実際に調査や実験の計画をたてる上で重要となる。

水質指標には類似ものが多いが、これは1指標では対象目的物の量を部分的にしか表現せざるを得ないことによる。たとえば、有機物指標にはSS, COD, BOD, TOCなど多いが、それぞれ内容・目的が、さらに測定精度・測定限界・妨害因子も異なるので、それらを使い分ける必要がある。我々が水質事象を把握する際は、水質の特性を考え、不十分ながら適宜水質指標を組合せ用いることが必要である。

2.2.2 各種の生物量指標とその成分組成

水系内の現象把握上とくに重要なものに、生物量に関する指標がある。水中の生物はその機能面より、①生産者(植物プランクトン)②捕食者(動物プランクトン)、③分解者(バクテリア)に大別される。表2-1には、これら各グループの指標および測定法^{8-12, 40)}を一覧表とした。生物は種によって大きさも能力も異なるため、単一指標での厳密表示は困難である。しかし各種反応のモデル化や定量化のため、指標化は必要不可欠で、それがどのような問題点を持ちどの程度の誤差を含むかを理解しておく必要がある。また、生物量指標が現存量指標か活性度指標かが、その指標の利用面で重要な差となる。

一方、水中の反応に関与する生物では、その化学組成がしばしば重要となる。たとえば、植物プランクトンはその増殖で水中N, P濃度に

表 2 2 水 中 生 物 の 組 成¹³⁻¹⁹⁾

生物群	種類(示性式**)	重 量 % (乾燥重量を100%とする)							ThOD* TOC	示 性 式 提 案 者	文献
		C	H	O	N	P	VSS	ThOD*			
細菌	C ₅ H ₇ O ₂ N	53.1	6.2	28.3	12.4	0	100	141.6	0.375	Eckenfelder Helmer	13)
	C ₁₁₈ H ₁₇₀ O ₅₁ N ₁₇ P	53.0	6.4	30.6	8.9	1.16	97.3	148.0	0.358		13)
植物 プ ラ ン ク ト ン	C ₁₄₆ H ₁₈₀ O ₄₆ N ₁₆ P	40.3	5.7	23.3	7.1	0.98	75.1	118.8	0.339	Odum	14)
	<i>Euglena gracilis</i>	44.8	6.4	29.7	4.0	1.88	82.5	135.8	0.330		15)
	<i>Chorella pyrenoidosa</i>	49.1	7.06	28.7	2.9	1.28	86.1	154.7	0.317	Gloyne Oswald	15)
	C ₁₀₆ H ₁₈₀ O ₄₅ N ₁₆ P	52.4	7.47	29.6	9.2	1.27	97.0	155.0	0.337		16)
	C ₇₇ H ₉₈ O ₂₇ N ₁₁ P	59.4	5.32	26.0	9.1	0	100	159.0	0.374	Goldman 宝月	17)
	C ₅₇ H ₉₈ O ₂₇ N ₁₁ P	53.0	7.65	28.4	10.8	0	100	154.8	0.342		18)
	C ₁₀₆ H ₂₆₃ O ₁₀₆ N ₁₆ P	35.8	7.46	49.5	6.3	0.87	98.0	95.4	0.375	宝月	19)
	双鞭藻類	43.9	6.4	41.6	5.8	—	97.7	116.2	0.378		19)
小 動 物 ・ 魚 類	翼足類	22.1	2.4	32.7	3.5	—	60.7	39.3	0.562		19)
	橈脚類	53.3	8.4	25.5	9.4	—	96.6	167.1	0.319		19)
	ヨコエビ類	40.0	6.3	27.1	6.2	—	79.6	118.8	0.337		19)
	アミ類	42.4	6.7	29.7	11.0	—	89.8	117.6	0.361		19)
	オキアミ類	41.8	7.2	32.5	10.3	—	91.8	118.4	0.353		19)
	十脚類	41.1	6.7	31.0	9.3	—	88.1	115.8	0.355		19)
	ヤムシ類	45.6	7.4	31.6	10.9	—	95.5	129.9	0.351		19)
	魚類	42.0	6.7	30.6	11.2	—	90.5	115.3	0.364		19)

* COD_{Cr}の場合も含む

** 示性式は研究者の提案値を示す。

影響される^{11, 19)}とともに、N, Pを摂取する。したがって植物プランクトンのN, P含有率は、両者の挙動把握の上で必須である。表2-2には

水域生物のN, P等含有率¹³⁻¹⁸⁾をまとめた。その範囲はいずれも炭素で49~50%、窒素で5~10%、リンで1%前後であることが分かる。

第3節 巨視的にみた変動特性

水質指標の時間的・空間的変動には、各種の反応や過程が関わるが、その概略的特性は、水質測定数値そのものの出現頻度分布でかなりの情報が抽出できる。本節では各水質指標における測定値の頻度分布を調べ、その分布形から水質指標に関連する反応の特徴を考察する。水質値の分布形には、そのデータの属する母集団の時間的・空間的大きさと関連するため、その点にも注目して考察する。水質指標の分布形の把握は、平均や分散を含め統計計算の基礎となるもので、解析上必須である。

的(平面的)にみてほぼ等間隔で得られているので、南湖水という母集団から階層別(均等)に得られたデータとみなすことができる。一般に正確な頻度分布を得るためには、標本集団を、母集団からランダムあるいは均一(階層別)に採取しなければならないが、これらの調査、実験は時間的(採水間隔)・空間的(採水地点)にほぼ等間隔で行われているので、この条件を満たしている。

表2-4 水質指標の分析方法

水質指標	方 法	調 査 I	調 査 II	酸 化 池
水温	水銀温度計	○	○	○
pH	比色法 pHメータ	○	○	○
ORP	ORPメータ			○
透明度	Secchi板		○	
DO	アミ化トリム変法**		○	○
アルカリ度	上水試験方法に準拠			
COD _{Cr}	Standard Methods(1975)			
SS	ガラス繊維ろ紙法**	○	○	○
VSS	ガラス繊維ろ紙法**		○	○
従属栄養細菌	桜井培地20℃, 3日後計数*		○	○
酸素消費速度	暗条件20℃下のDO減少速度		○	○
光合成活性	総生産速度(20℃, 5000lux)		○	○
呼吸速度	現場法 ¹¹⁾			○
総生産速度	現場法 ¹¹⁾			○
NH ₄ ⁺ -N	インドフェノール法**	○	○	○
NO ₂ ⁻ -N	N-1ナフチルエチレンジアミン法**	○	○	○
NO ₃ ⁻ -N	フェノールメチン酸法* カミナリ法*	○	○	○
Org-N	ケルダール法*	○	○	○
T-P	過硫酸カリウム分解法***		○	○
PO ₄ ³⁻ -P	モリブデン青法**	○	○	○
Chl. a	UNESCO/S法*	○	○	○
フエオ色素	Lorenzenの方法*		○	○

2.3.1 使用データ

水質指標の分布特性検討に用いたデータは、1976年4月から1981年2月までの琵琶湖南湖調査(以後調査Iと略す)、1984年12月より1985年11月までの琵琶湖南湖調査(調査IIと略す)そして1979年の酸化池実験で得たものである。調査I, IIの解析では多地点からのデータを一括して統計処理するが、これらの地点は空間

表2-3 頻度分布解析に用いた調査・実験

	採水地点	期間・頻度・回数	データ数
76~81琵琶湖南湖	22地点 (図2-2参照)	1976.4~1981.2 月1~3回, 76回採水	1672
85琵琶湖南湖	11地点 (図2-2参照)	1984.12~1985.11 月1回程度, 13回	143
酸化池実験*	流入水と 1~4池流出水	1979.1~1979.11 4日に1回, 75回	7505

* 流入水は二次処理水。各池は滞留時間4日で直列配置。

* 上水試験方法(1978) ** 下水試験方法(1981)
*** 環境庁告示第140号



図 2 - 2 琵琶湖南湖の調査地点
◎は1985年の調査時の11地点

表2-3に調査・実験の概要を、表2-4に各指標の分析方法を示す。調査Ⅰ、Ⅱは図2-2の琵琶湖南湖内で各々22地点および11地点で、76および13回実施したもので、データ数では調査Ⅰの方が、測定項目数では調査Ⅱの方が多くなっている。一方、酸化池データは、処理施設のように制御された系での水質値の頻度分布解析に用いた。この酸化池は直列に配置されているので、流れ方向への解析から反応時間の影響が考察できる。なお調査Ⅱは他より10倍以上のデータがあり、分布形が明瞭であるので、以下の考察はこれを中心に進める。

2.3.2 各指標の頻度分布特性

各調査実験での水質指標の分布形をヒストグラムで考察する。

(1) 1976～1981年琵琶湖南湖調査(調査Ⅰ)

図2-3に主要な水質12項目の頻度分布を示す。

図中(a)水温に注目する。水温は3～30℃にほぼ均等に分布し、図中点線で示した一様分布とほぼ一致している。一様分布はノコギリ波のような関数で生じる分布形であり、水温が規則正しく季節変化することを反映している。一方、(b)pHは7.0～7.5, 7.5～8.5, 8.5～9.5と計3箇所にピークを持ち、かなり特殊な分布形を示す。これは、pHが夏場に高い値、冬場に低い値をとり、しかもその継続期間に比べ遷移期間が短いためと考えられる。このpH値より水素イオン($=10^{-\text{pH}}$)および水酸イオン($=10^{14-\text{pH}}$)濃度を計算し、図2-4にその頻度分布を求めてみた。図より水素イオン濃度、水酸イオンとも指数分布に類似の形状となった。pHを含め3者の中ではpHがもっとも左右の歪みが小さく、その算術平均値が中央値・最頻値と一致しやすい。表2-1に示すように、pHは物質質量でなく水素イオンの対数だが、その期待値としては、水素イオンに換算してから平均する値よりも単純算術平均値の方が近いことがわかる。

(c)クロロフィルa (Chl.a)と(d)SSとは共に右方に大きく広がり、対数正規分布に近い形にしている。ただ詳細に検討すると、Chl.aではきれいな対数正規型とはなっていない。両者を対数正規確率紙にプロットすると(図2-5)、SSでは非超過率30～98%の範囲内で直線上に並ぶが、Chl.aでは全体に下に凸形の形状となり、直線とはならない。なお図2-5の直線から算出したSSの分布関数を表2-5に、その計算値を図2-3に点線で示すが、実際の頻度分布によく適合している。

(e)～(g)重クロム酸カリウム法によるCOD (COD)に注目する。図中の点線は、対数正規確率紙から平均・分散値を求め、それを利用して得た分布関数の形を示す。各フラクションとも対数正規に近い分布であるが、小さい側では正規分布に類似している。これらは、正規分布に従う部分と対数正規に従う部分からなり、低濃度時には前者の、高濃度時には後者

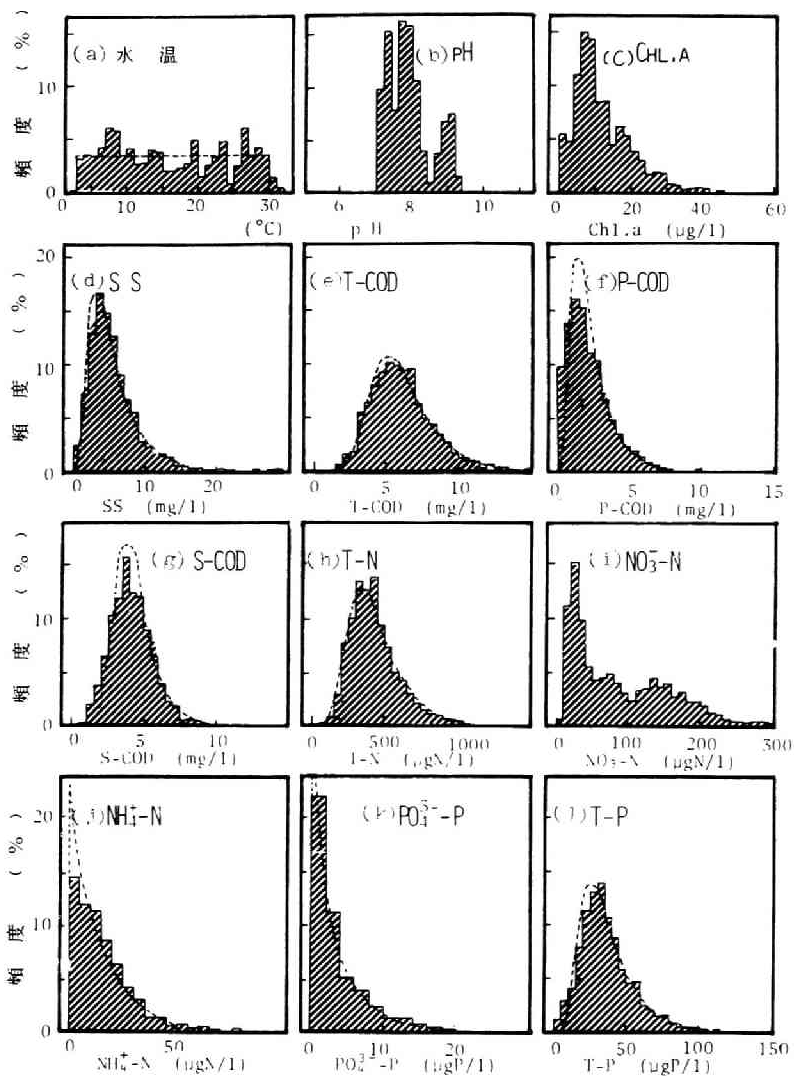


図 2 3 1976～1981年調査での水質指標の頻度分布

の影響が強く現れると考えられる。とくに(g)溶解性COD(以後S-CODと略す)は、正規分布と同様の形状の領域が非超過率50%以下と広い。正規分布の要因には、分析誤差も考えられるが、他の要因(底泥からの溶出等により湖水中に恒常的に含まれる部分)も関連しているものと考えられる。

窒素では、(h)全窒素(T-N)が明瞭な対数正

規型の分布となったが、(i)硝酸性窒素($\text{NO}_3\text{-N}$)は20～40 $\mu\text{gN/l}$ にピークを持つ不明確な分布となり、無機態窒素(In-N)は $\text{NO}_3\text{-N}$ と、有機態窒素(Org-N)はT-Nとほぼ同型の分布となった。(j)アンモニア性窒素($\text{NH}_4\text{-N}$)はこれらとは異なり、0付近でピークとなる指数分布に近い形であった。指数分布では、その濃度と超過確率とは片対数紙上で直線となるが、

NH_4^+-N で検討してみると、図2-6のように40 $\mu\text{gN/L}$ 以上の領域では直線上に乗らず、表2-5に示すような2つの指数部をもつ関数でしか表わせない。この傾向は、同様に指数分布に近い(k)溶解性オルトリン酸態リン($\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$)でも見られた。この原因を調べるため、 NH_4^+-N について濃度の高い南湖北東岸の地点12, 13, 17番²⁰⁾を除いたデータで超過確率をプロットしたところ、各プロットはほぼ一直線上となり、1つの指数部で分布形が説明可能であった。このことにより、水質指標が複数個の指数部をもつ場合、母集団が明確に異なるデータで構成される可能性が示唆される。

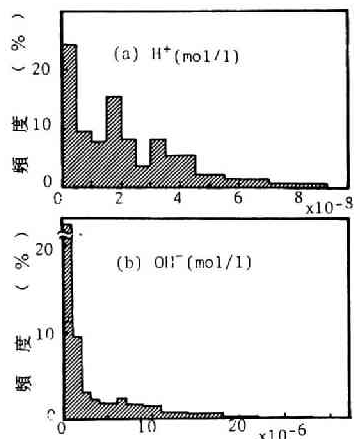


図2-4 水素・水酸イオンの頻度分布

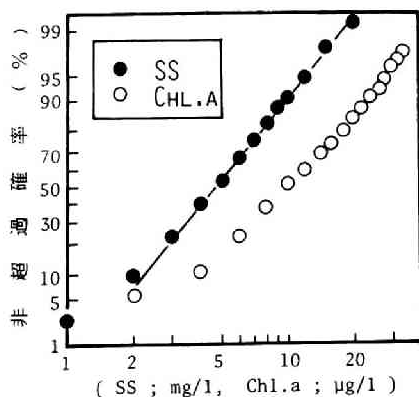


図2-5 SS, Chl. aの非超過確率

最後に、(1)全リン(T-P)の頻度分布は、T-N同様明らかに正規分布型となった。

(2) 1985琵琶湖調査(調査Ⅱ)

ここでは調査Ⅰで実施しなかった水質指標を中心に図2-7に示し、その頻度分布を考察する。なお、調査Ⅰと同一項目では、値が異なるが分布形は同一であった。

環境因子に注目する。調査Ⅰと同様水温は一様分布、pHは3箇所にピークをもつ不明確な分布となった。D0は図のように、ほぼ7.5~12の範囲で一様分布に近い形状をしている。水温同様、季節変化の影響が表れたものと考えられる。一方、透明度は正規分布と対数正規

表2-5 水質指標の分布形

型	指標	式
対数正規	SS	$\frac{1}{0.617\sqrt{2\pi} \cdot x} \exp \left[-\frac{(\ln(x)-1.54)^2}{2 \cdot (0.617)^2} \right]$
	ORG-N	$\frac{1}{0.532\sqrt{2\pi} \cdot x} \exp \left[-\frac{(\ln(x)-5.66)^2}{2 \cdot (0.532)^2} \right]$
	T-N	$\frac{1}{0.426\sqrt{2\pi} \cdot x} \exp \left[-\frac{(\ln(x)-6.01)^2}{2 \cdot (0.426)^2} \right]$
	P-P	$\frac{1}{0.541\sqrt{2\pi} \cdot x} \exp \left[-\frac{(\ln(x)-3.39)^2}{2 \cdot (0.541)^2} \right]$
	T-P	$\frac{1}{0.495\sqrt{2\pi} \cdot x} \exp \left[-\frac{(\ln(x)-3.51)^2}{2 \cdot (0.495)^2} \right]$
	P-COD	$\frac{1}{0.601\sqrt{2\pi} \cdot x} \exp \left[-\frac{(\ln(x)-0.68)^2}{2 \cdot (0.601)^2} \right]$
	T-COD	$\frac{1}{0.343\sqrt{2\pi} \cdot x} \exp \left[-\frac{(\ln(x)-1.76)^2}{2 \cdot (0.343)^2} \right]$
	S-COD	$\frac{1}{0.279\sqrt{2\pi} \cdot x} \exp \left[-\frac{(\ln(x)-1.41)^2}{2 \cdot (0.279)^2} \right]$
指数	NH_4^+-N	$\frac{0.95}{14.8} \exp \left[-\frac{x}{14.8} \right] + \frac{0.05}{120} \exp \left[-\frac{x}{120} \right]$
	$\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$	$\frac{0.67}{5.43} \exp \left[-\frac{x}{5.43} \right] + \frac{0.33}{1.72} \exp \left[-\frac{x}{1.72} \right]$
一様	水温	0 : $x < 3$, $30 < x$ 0.036 : $3 \leq x \leq 30$
その他	NO_3^--N In-N Chl. a pH	

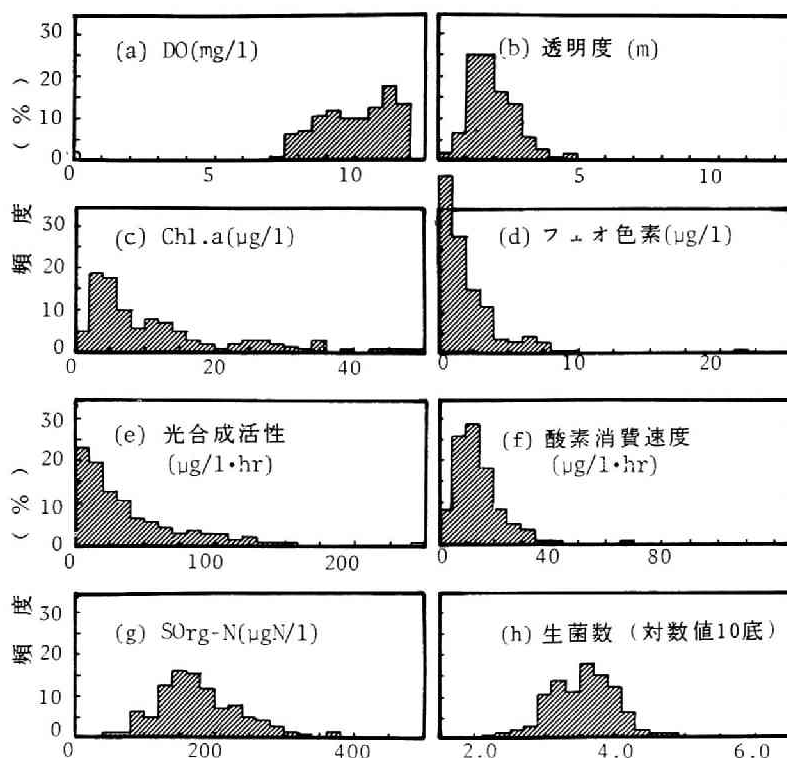


図 2 7 1985 年調査での水質指標の頻度分布

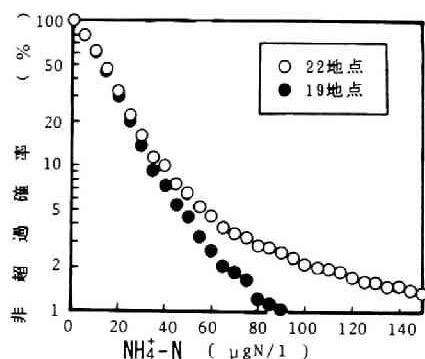


図2-6. $\text{NH}_4^+\text{-N}$ の指数分布への当てはめ

分布との中間的な形となった。透明度は水中のSS濃度と関連が強いため、その影響(対数正規)と考えられる。

Chl.aは調査Ⅰ同様、対数正規分布に似た不明瞭な分布となっている。調査ⅡではChl.a以

外に植物プランクトン関連指標として、フェオ色素、光合成活性(20℃, 5000 luxの暗条件下での試水の総生産速度)、酸素消費速度(20℃暗条件下)も測定した。しかし、Chl.aと異なりフェオ色素や光合成活性は指数分布型に、酸素消費速度は対数正規型になった。頻度分布型がChl.aと異なる理由の1つは、これらの指標は藻類量以外に光量・有機物量等々の他の因子の影響を受けているためと思われる。SSは調査Ⅱでは強熱残留成分(SR)と揮発成分(VSS)とに分けて測定した。図は略すがSSは調査Ⅰ同様対数正規となったが、VSSは対数正規分布に近いがやや不明瞭な分布に、SRはSSと同じ対数正規分布となった。

N, Pでは有機態を溶解性と浮遊性に分けて測定したが、これらはS.Org-N以外は対数正規分布型に、S.Org-Nはそれと正規分布との中間的

な分布型となった。

図2-6(h)に従属栄養細菌数の頻度分布を示す。図の横軸は対数であるので従属栄養細菌数が対数正規分布型となることが示される。

(3) 酸化池実験

図2-8は、酸化池実験で変化が特徴的な6種類の水質項目について、流入水も含め、流下方向への頻度分布の変化を調べた図である。

Pアルカリ度とChl.aは、酸化池流入水の活性汚泥処理水中にはなく、酸化池中の藻類活動で生じる成分である。その頻度分布は、と

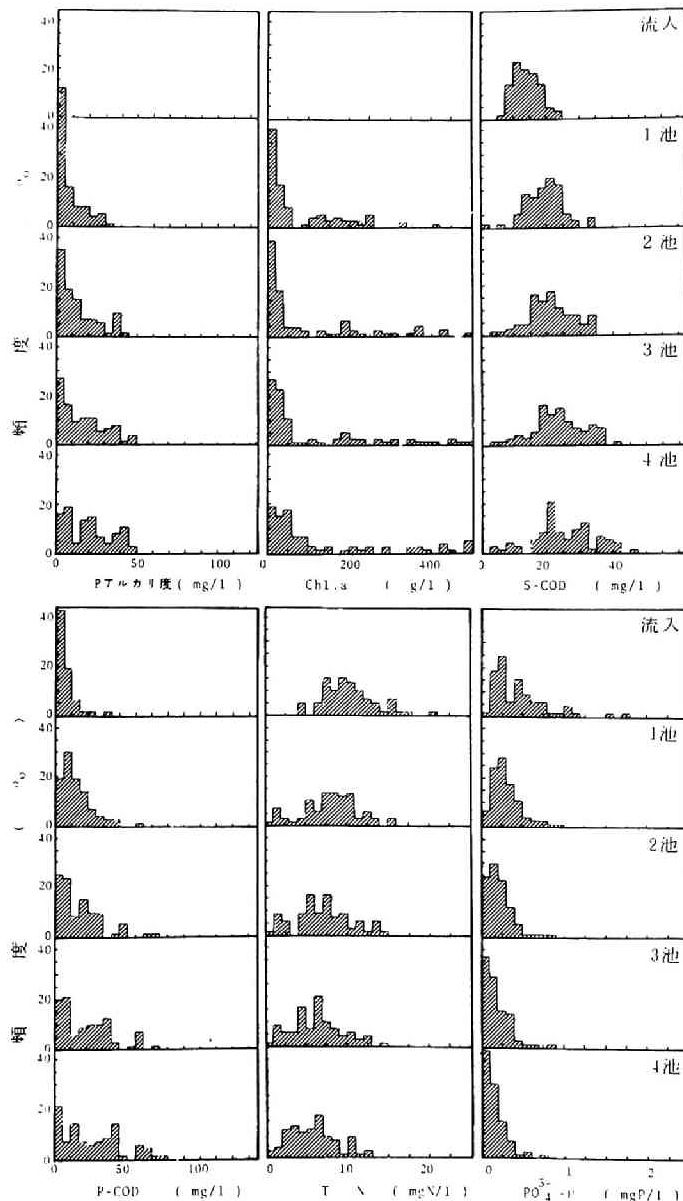


図 2 8 酸化池実験での水質指標の頻度分布

S-CODは流入水、池水とも対数正規と正規分布の中間の分布形であるが、その広がりに変化し、流入水では平均、標準偏差が各々14.3, 3.9 mg/lであるが、第4池では25, 9.2 mg/lになっている。流入水中のS-COD成分の大半が下水中の難分解有機成分で、その濃度があまり変動しないことを反映していると考えられる。S-CODは酸化池ではさらに藻類の増殖・分解等でも生成され、その寄与により分布の範囲が増大すると考えられる。P-CODは流入水では指数分布となった。酸化池実験で物質収支把握を容易とするための沈殿槽による流入SS分を

T-Nは、S-COD同様、各池とも正規+対数正規中間型であったが、S-CODとは逆に違い流下方向に分布範囲が小さくなった。このパターンはほかにIn-C、T-Pでみられ、これらが酸化池内で除去されることと対応すると考えられる。PO₄³⁻-Pは流入水では対数正規型であったが、池内を流下するにつれて指数分布に移行している。酸化池内でPO₄³⁻-Pは藻類摂取や化学凝集等などにより比較的除去されやすく、第4池ではかなり低レベルにおさえられるため、指数分布型となると考えられる。

以上の3種の調査・実験から、水質指標の頻度分布パターンは、一様分布・正規分布・対数正規分布・指数分布あるいはその中間型で表現でき、頻度分布パターンの差は水質指標が受

分 布 型		琵琶湖 南湖 (調査Ⅰ, Ⅱ)	酸 化 池 実 験		
			2 次 処 理 水	酸化池第1池	酸化池第4池
一樣分布		D O	水	温	
			—	—	D O
正規分布		DO, T-COD, S-COD p H	ORP,	In-C,	T-N
			M7効力度, S.Org-N, T-P		
			—	—	—
対数正規分布		透明度, SS, 酸素消費 速度, P-N, P-P, S-P, T-P, 従属栄養細菌	PO ₄ ³⁻ -P		—
			T-P, S.Org-N	T.Org-N	
指数分布		フコ色素, 光合成活性, OH ⁻ , H ⁺ , NH ₄ ⁺ -N, PO ₄ ³⁻ -P	NH ₄ ⁺ -N		
			P-COD	P7効力度, P-N, Chl. a, 総生産	フコ色素
			—	PO ₄ ³⁻ -P	—
中 間 型	対数正規 +正規	T-COD, T.Org-N S-COD, S.Org-N	—	—	—
	対数正規 + 指 数	—	P-P		
			—	—	Chl. a, NO ₂ ⁻ -N P7効力度, P-N
	その他	In-N, NO ₃ ⁻ -N, Chl. a, pH, VSS	NO ₂ ⁻ -N		
			NO ₃ ⁻ -N	pH, 呼吸速度	
			M7効力度, P-N, NO ₃ ⁻ -N	—	総生産, T-COD, S-COD

ける反応の違いによることが示された。

2.3.3 水質指標分布の分類とその特徴

以上の3種の調査で得られた各指標の頻度分布を表2-6に示し、各分布型ごとにそれに属する水質指標の特徴を考察する。なおこの分類は厳密ではなく、対数正規型に含めた項目でもある値以下では正規分布に近いものがある。

対数正規分布型に属する分布は、対数値に対する平均 m' と分散 σ'^2 の2つのパラメータをもち、このうち後者はその指標の変動の大きさを表わしている。調査Ⅰの水質指標について、その分散の大きい順に整理すると、以下ようになる。

- ① SS, P-COD (浮遊性物質 1.85, 1.82)
- ② P-P, Org-N (有機態栄養塩類 1.72, 1.70)
- ③ T-P, T-N (総栄養塩類 1.64, 1.53)
- ④ T-COD (全有機物 1.41)
- ⑤ S-COD (溶解性有機物 1.32)

数値は、 $e^{\sigma'}$ の値(中央値と非超過84($m+\sigma'$)%との比に相当)を示し、表2-5より計算した。これらの項目は、すべて有機物に関連する指標で、しかも浮遊物との関連が強い項目ほど分散値は大きい。図は略すが、対数正規確率紙上での各データの直線性とその区間の長さより判断すると、対数正規分布に対する適合性は総じて分散値の大きい項目ほど高い傾向がみられた。一方、藻類指標のChl.aでは対数正規型とならなかった。これらのことから、河川からの汚濁負荷や底泥から捲き上げ等のような藻類以外の浮遊物の影響を受ける項目ほど、対数正規型になりやすいと判断できる。これらは、地域特性が大きく直接的な人為汚濁に関連する要因と考えられる。調査Ⅱではこれに加えて透明度、酸素消費速度、従属栄養細菌数が、酸化池実験では流入水でS.Org-N, T-P, PO_4^{3-} -Pが対数正規型分布となった。人為

活動等の外的負荷の影響の強い項目では対数正規分布になりやすいと考えられる。

一方、正規分布に関しては調査ⅠのS-CODがややそれに近かった。S-CODは浮遊物の分解や底泥からの溶出等湖内で生成する部分が大いと考えらる。その他、2次処理水ではDO, T-COD, S-COD, T-N、酸化池処理水ではT-N, T-Pなども正規分布となった。これらは池内の反応で変化し、比較的一定した濃度レベルとなりやすい水質である。このように、その系内での反応で安定した濃度となりやすい項目は正規分布に従いやすいと考えらる。南部²¹⁾は、直接的に人為汚濁の影響を受ける項目は対数正規分布に、直接影響を受けない項目は正規分布に従うと述べたが、それはここで示した外的影響か系内での反応かという分類で、より一般化して考えることができる。

これらの範疇外に属する分布の代表として、水温の一樣分布型が挙げられる。一樣分布は水温の他、DOでもみられ、周期性の強い指標で生じた。周期的変化をするものが必ず一樣分布になるとはいえないが、これらは一定範囲内のみで変動し、かつその変動が単純なため、“一樣分布型”となると考えられる。水温以外で周期性の強い項目は調査Ⅰ,ⅡではpH, In-N, NO_3^- -Nであり、Chl.aもこれらに比べると小さいが、なお周期性がある²²⁾。これらはすべて藻類の光合成に係わる指標であり、しかも分布型が単純な形をしていない。これより、藻類の影響を受けかつ周期性の強い水質指標は、正規あるいは対数正規と一樣分布との両影響のため、単純な分布型とならないと推察できる。

ところで、調査ⅠでpHや NO_3^- -Nでは複数ピークが生じた。このことと周期性との関連性を検討するため、各ピーク付近の値となる確率を、月ごとおよび地点ごとに求め図示した(図2-9)。なお、比較のためSSについても同様の図を描いた。pHや NO_3^- -Nでは、各ピークの割合が月によって約0~100%の広範囲で変化し、

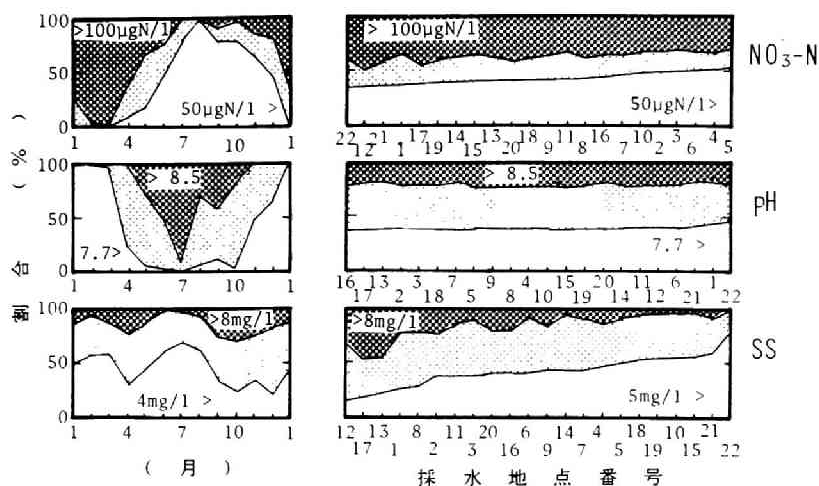


図 2 9 水質指標の分布における季節および地点の影響

周期性は強いが、地域差は少ない。これより、これら指標で複数個のピークが生じるのは、各々異なる季節のデータで形成されているためと認められる。一方、SSのような対数正規型の水質指標は、季節変化が小さく、地点間差が大きい。たとえば、8 mg/l以上のSS値は地点22(琵琶湖大橋)では観察されていないが、地点17(赤野井湾)ではデータの半分が超えている。これは、地点の影響度の大小で外部負荷因子の強さが表現できることを示している。

これらの因子でまったく説明できない分布型に指数分布がある。これは調査Ⅰでは NH_4^+ -Nと PO_4^{3-} -Pで、調査Ⅱではそれに加えてフェオ色素や光合成活性で、2次処理水では NH_4^+ -N、P-CODでさらに酸化池水では NH_4^+ -N、 PO_4^{3-} -Pでみられた。このうち NH_4^+ -Nと PO_4^{3-} -Pは藻類がきわめて摂取しやすい栄養塩形態であり、通常の湖沼や酸化池のような水塊では、急速に減少させられる水質である。また酸化池流入水中のP-CODは流入前の沈殿処理によりほとんど除去され、偶然的に高濃度のものが流出したことを示している。これらより、系の受容効果が強く、きわめてゼロ回帰性が強い項目では指数分布となりやすいことがわかる。

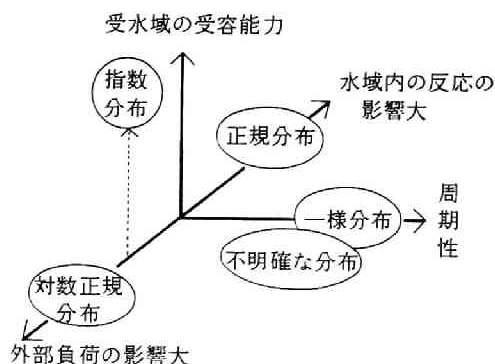


図2-10 水質指標の特性と分布形との関係

2.3.4 分散分析²⁸⁾と分布型のパターン化

以上の解析結果をまとめると、水質指標の分布型は、図2-10のように外部負荷と内部反応と状況・周期性・水系の受容能力の3因子で、説明できることがわかる。そこで、地点と時間とで多元的にとられ、かつデータ数の多い調査Ⅰを用いて、この分布の類別の定量的表現を試みる。各パラメータのうち内部反応と外部負荷との関係は採水地点の影響を、周期

表 2 - 7 分散分析表 ();Chl.aでの計算値

変動因子	自由度 (-)	平方和 ($(\mu g/l)^2$)	みかけ変動 ($(\mu g/l)^2$)	F (-)	真の変動 ($(\mu g/l)^2$)	寄与率 (%)
採水 日間	r-1 (73)	$Sa = \sum_{i=1}^r s \alpha_i^2$ (65494)	$va = \frac{Sa}{r-1}$ (897.2)	Va/Ve (31.6*)	$Sa' = Sa - (r-1)Ve$ (6,5422)	$100 \frac{Sa'}{St}$ (52.3)
地点 間	s-1 (21)	$Sb = \sum_{k=1}^s r \beta_k^2$ (12231)	$Vb = \frac{Sb}{s-1}$ (582.4)	Vb/Ve (20.5**)	$Sb' = Sb - (s-1)Ve$ (11635)	$100 \frac{Sb'}{St}$ (9.6)
残差	(r-1)· (s-1) (1533)	$Se = \sum_{i=1}^r \sum_{k=1}^s (x_{i,k} - \alpha_i - \beta_k - \bar{x})^2$ (43521)	$Ve = \frac{Se}{(r-1)(s-1)}$ (28.39)		$Se' = \frac{rs+1}{(r-1)(s-1)} Se$ (46190)	$100 \frac{Se'}{St}$ (38.1)
全体	sr-1 (1627)	$St = \sum_{i=1}^r \sum_{k=1}^s (x_{i,k} - \bar{x})^2$ (121247)			St (121247)	100

cf. $\alpha_i = \bar{x}_i - \bar{x}$, $\beta_k = \bar{x}_k - \bar{x}$,
(Chl.a計算値)

*: $F(75, 1533, 0.001) = 2 < 51.6$
**: $F(21, 1533, 0.001) = 2 < 20.5$

性は採水日の影響を反映している。したがって2元配置法による分散分析^{2,3)}で得た採水地点及び採水日の寄与率で、両パラメータを数量化できる。一方、水域の受容能力は平均値に対するバラツキ（変動係数＝標準偏差／平均）である程度評価できる。

まず分散分析の結果を、Chl.aを例として表2-7に示す。ここで用いた分散分析は全分散値を2因子と残差との寄与に分けて、その有意性を検討する方法である。Chl.aでは両因子（採水日、採水地点）の分散比Fは危険率0.1%の値を大きく越え、これらが南湖の水質変化に重要な役割を演じていることがわかる。なお危険率0.1%で有意性を見い出されなかったのは、pHにおける採水地点の影響だけであった。

各水質項目の採水日・採水地点の寄与率を、図2-11に示す。残差は水温の0.4%からNH₄⁺-Nの89.0%と大きく変化するが、多くの項目では40～70%の範囲内にある。総じて採水日の寄与率が高く、NH₄⁺-N以外では25%を越え、とくに水温、pH、NO₃⁻-Nで75%以上と大きい。

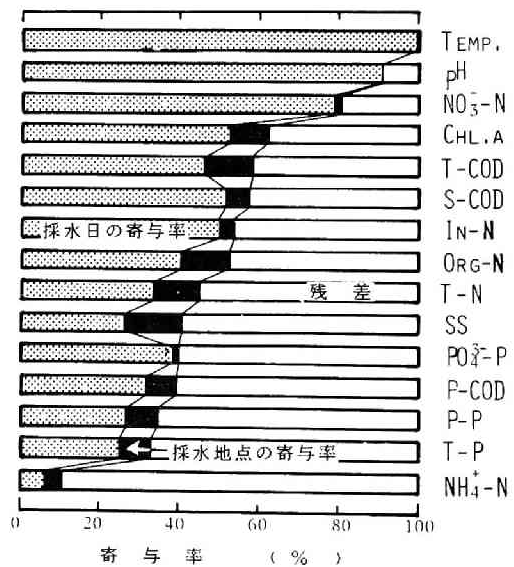


図 2 11 水質指標の分散分析結果

先の分類で不明確な分布や一様分布に属した項目では採水日の寄与率が大きく、周期性がこれらの分布に強く影響していることが裏づ

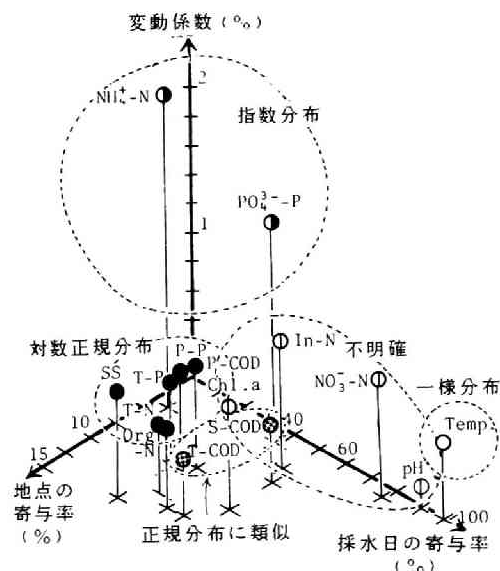


図2-12 水質指標の分類

けられる。一方、地点による寄与率はSS, Org-N, T-COD, T-N, Chl. a, T-P, P-P, P-CODなどで大きく、7%以上となった。このうち採水日の寄与率の大きいChl. a, T-COD以外は、すべて対数正規型の分布形となっている。このことにより、前述の地域的特性が強い水質ほど対数正規型に従いやすいことが、数値で表現できた。

図2-12には、分散分析で得た採水日および採水地点の寄与率、そして変動係数とを各水質指標ごとにプロットした。図では、分布型の似た水質項目は比較的近い場所に位置し、概略的に点線で示した分割が可能であった。ただし、各分布は3軸上ではなく、各数値は前述の3つの因子に完全に相当するわけではないと考えられる。なお図2-12中の位置は各指標独自のものではなく、水域の汚濁レベルや特性を反映して定まるものである。たとえば酸化池では $\text{PO}_4^{3-}\text{-N}$ は正規分布となった。また、玉川²⁴⁾では $\text{NH}_4^+\text{-N}$ が、霞ヶ浦²⁵⁾では $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ が対数正規分布に従うことが報告されている。逆に水質の分布特性からある程度汚濁レベル

が判断でき、琵琶湖において栄養塩類の分布型が対数正規分布型になったならば、栄養塩負荷が水域の受容能力を越えた範囲に移行したことを示すと考えることもできる。いずれにしろこのように2元的にとられたデータの統計量では、上記の数値により分布型の分類が可能であることを示した。

2.3.5 まとめ

本節では湖沼等水域での水質指標の巨視的変動特性を明らかにし水域の特性化を計るため、3種の調査実験データで頻度分布解析を行ない、以下の成果を得た。

- ① 水質指標の出現頻度分布は、一様・正規・対数正規・指数およびその混合型に分類できる。
- ② 1976～1985年の琵琶湖南湖では、SS, T-N, T-P, 透明度など浮遊物と関連が強い項目は対数正規型に、水温, DOなど周期性の強い項目では一様分布型に、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ など通常ほとんど存在しない項目では指数分布型に従った。またS-CODは対数正規と正規分布の中間型に、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, Chl. aがその他の中間型となった。
- ③ 分布型の相違は指標の特性で定まるものであり、外部からの負荷の影響の強い項目では対数正規に、水中内部での反応の影響を受ける項目は対数正規分布に従いやすい。また周期性の強い項目では、一様分布型あるいは他の影響因子の影響も受け、対数正規と一様分布との中間形等の不明確な分布型となる。さらに、水中で急速に減少する項目では、水域の持つ強い受容能力のため、濃度0を最頻値とする指数分布型となりやすい。
- ④ 場所および時間の2次元的に採取されたデータでは、分散分析における地点および採水日の寄与率と変動係数の3変数を軸とする3次元座標で、水質の分布型が分類でき、これらで分布型に影響する因子を定量化することが可能である。

第4節 微視的にみた変動特性

前節では、水質指標を頻度分布という巨視的な観点より考察したが、本節では、逆に水質指標自体の詳細な内容からその変化に及ぼす要因を考察する。このような方法として、丹保ら²⁶⁻²⁹⁾は、ゲルクロマトグラフィーによる分面で、凝集処理²⁷⁾、好気性生物処理²⁸⁾、活性炭吸着²⁹⁾の質変化を調べている。彼らの対象とした水は水道原水のように比較的清澄なもので、有機物は $0.45\mu\text{m}$ 以下の溶解性成分に限られるが、有機物の特性に分子量サイズという尺度を導入し、汎用的に有機物をグルーピングして表記することを可能としたものである。

水中の成分を粒径(分子量)で区分するため、典型的な方法として遠心分離・ろ過・コールターカウンター・ゲルクロマトグラフィーなどがあるが、分子量数十のものから数百 μm の浮遊物までの有機物を、単一の方法で分画することは不可能である。本研究では、 $0.45\mu\text{m}$ 以上の成分も含め粒径(分子量)で水質を評価する方法として、フルイ・メンブランろ紙・限外ろ紙の組合せを利用した。これら3手法とも物理的なろ過法であるため、方法間での整合性があり、かつ物質収支もとりやすい。さらに分画した各試料では単にTOCだけでなく、 E_{280} 等各種の水質指標も測定した。

以下、実験方法を示した後、分画分析で明らかとなる自然水中での有機物の分子量(粒径)分布特性や各画群特徴を考察する。そして各画群での水質の類似性から、有機物の質表記上の必要最小限の分画方法を案出し、それに基づいて各試料のクラスター分析および判別分析を行ない、その特長を検討する。

2.4.1 実験方法

自然水域、水処理施設および浄化反応把握

のための回分実験等により多様な試料を作成し、それらを分画定量してデータを蓄積した。

(1) 分画方法

試料の分画は表2-8のように、 $1.1\sim 9.4\text{ nm}$ の限外ろ紙(それぞれ分子量500, 20万に対応³⁰⁾)、 $0.025\sim 8\mu\text{m}$ のメンブランフィルターそして $20\sim 980\mu\text{m}$ をステンレスのフルイで実施した。この11分画を原則としたが、場合によっては $980(\text{or}250)$, 32 , $0.10\mu\text{m}$ を除いた8分画で実施した。

有機物等の粒径分布特性把握では実用上、上限と下限の粒径を求める必要がある。下限は原子の大きさより $1\text{\AA}(=0.1\text{nm})$ とした。一方上限は、上水試験方法(1978)や下水試験方法(1984)等で 2mm のフルイを通過するものを浮遊物としていることから1つの目安が得られる。しかし、このフルイでは虫の死骸・木の葉の切端等の夾雑物も通過する。そこで本実験では有機物粒径の上限を $980\mu\text{m}$ として、同フルイでろ過し夾雑物を除いたものを原試料とした。

(2) 分析項目と試料

分画した各ろ液について、TOC, CODなどの総括有機物指標の他、 BOD_5 、紫外吸光度(E_{280} 、

表 2 - 8 分 画 方 法

孔径 (μm)	方法	規 格
980	ふるい	ステンレス18メッシュ
250		ステンレス60メッシュ
74		ステンレス200メッシュ
32		ステンレス320メッシュ
20		ステンレス655メッシュ
8	メンブラン	ミリポアろ紙SC
0.45		ミリポアろ紙HA
0.10		ミリポアろ紙VC
0.025	ろ紙	ミリポアろ紙VS
0.0094	限外ろ紙	東洋UK200(分子量20万)
0.0011		東洋UH05(分子量500)

E₂₈₀)等の各種水質指標を測定し、その特性把握を試みた。水中有機物の主要成分で比較的容易に総量が測定可能な炭水化物、アミノ酸、タンパク質も測定した。これらは、各々グルコース・グルタミン酸・牛血清アルブミンを標準物質として用い、炭素・窒素・窒素濃度で表記した。表2-9に分析方法^{31)・32)}を示す。

対象試料は表2-10に示す浄水場調査・下水処理場調査・富栄養化水を用いたパッチ実験(第3章参照)など各種の水について実施した。

2.4.2 水中有機物の粒径分布特性

本項では自然水中の有機物粒径分布について、採取場所に注目し、その共通点および相違点を検討する。通常の浮遊性と溶解性との区分の意義を粒径分布から検討し、各成分の粒径分布・水質指標間の関連について考察する。これを踏まえ各種試料による粒径分布特性を検討する。

(1) 浮遊性と溶解性との区分

従来よりろ紙による溶解性と浮遊性との区分法が多用されているが、これは両成分で水中での挙動が異なるためであり、上水試験方

表 2 9 水質分析方法^{31)・32)}

測定項目	測定方法
TOC	島津-住友化学ガスクロ方式TOC-TN計
COD	Standard Method(1975)に準拠
BOD ₅	下水試験方法(直接希釈法)
UV(E ₂₈₀)	島津UV-200, 波長260nmで測定, セル長1cm
UV(E ₂₂₀)	島津UV-200, 波長220nmで測定, セル長1cm
有機態窒素(Org-N)	下水試験方法(ケルダール法) (=カルダール窒素-アミノ酸性窒素)
炭水化物	アンスロン法 ³²⁾
アミノ酸	ニンヒドリン法 ³¹⁾
タンパク質	ローリーフォリン法 ³²⁾
SS	上水試験方法(メンブランフィルター法)
VSS	東洋濾紙(QR100)で600℃, 2時間

法(1978)では1 μmのメンブランフィルターが、下水試験方法(1984)ではガラス繊維ろ紙が、さらに陸水の分野では古くからミリポア社のメンブランフィルターHA(孔径0.45 μm)が一般的なる紙となっている。本項では、水中有機物の分布特性から、この浮遊性と溶解性との区分の意義、区分するろ紙の孔径について検討する。

そこで、各種の試料の粒径分布を相互比較できるように百分率表示とした下記の存在確率P_i(%)を求めた。

$$P_i = \frac{100 \cdot (C_i - C_{i-1}) / (C_{\max} - C_{\min})}{(\log L_i - \log L_{i-1}) / (\log L_{\max} - \log L_{\min})} \quad (2-1)$$

ここで、P_i: 粒径L_{i-1}から粒径L_iまでの

C成分の存在確率,

C_i: 粒径L_iを通過液のC成分の濃度

C_{max}: 最大粒径L_{max}未満の粒径のC成分濃度(L_{max}=980 μm)

表2-10 分画試料とその整理番号

分類	属性番号	試料名	試料数	試料番号
浄水関係	1	琵琶湖疏水	3	1~3
	2	着水井	1	4
	3	凝集沈殿後水	1	5
	4	ろ過後水	1	6
	5	後塩素処理水	1	7
	6	浄水汚泥	2	8, 9
藻類	11	琵琶湖水、プランクトン濃縮液(藻類分解実験初期試料)	4	10~13
分解実験	21	酸化池水	2	14, 15
	22	バクテリア作用把握のための初期試料(11の凍結融解試料)	2	16, 17
	23	藻類分解液(11, 21分解液)	6	18~23
	24	バクテリアの分解液(22分解液)	4	24~27
下水処理場	31	生下水	1	28
	32	プリアクタ流出水	2	29, 30
	33	最初沈殿池流出水	3	31~33
	34	曝気槽混合液	2	34, 35
	35	2次処理水	2	36, 37
	36	汚泥	2	38, 39
	37	好気性消化液	1	40

C_{\min} : 最小粒径 $L_{\min}(=10^{-4} \mu m)$ 未満の
粒径のC成分濃度 ($C_{\min}=0$ とする)。

この P_i は対数軸でみた有機物の粒径分布を表わしており、100%の値のとき、その粒径間の存在確率が平均的であることを示している。

図2-13に、各試料共通の粒径分布特性を検討するため、全データ(約50個)をもとにCODについて得た存在確率の分布図を、各粒径間ごとに存在確率の80%非超過確率, 中央値, 20%非超過確率で、図示する。このCODは重クロム酸法による値であるため、主な有機物で90%以上の分解率³³⁾があり、ほぼ有機物全量を表わしている。なお図2-13は縦軸が存在確率、横軸が粒径の対数値であるため、その面積は存在量の百分率に対応している。

図より、多くの試料を通じて有機物の粒径分布は0.1~1 nmと8~250 μm との2ヶ所でピークとなるパターンが示される。各々の範囲の全体に占める割合は、中央値で18%, 72%ときわめて大きい。これに対し0.45~8 μm は、存在確率で11%、全体に対する割合で2%と(ともに中央値)小さく、ほとんど有機物が存在しない。従来の研究でも0.22~3 μm (小松ら³⁴⁾)、0.45~8 μm (宗宮ら³⁵⁾)に有機物の存在量が少ないと報告されている。試料別用いられるろ紙孔径は、通常この範囲にあるの

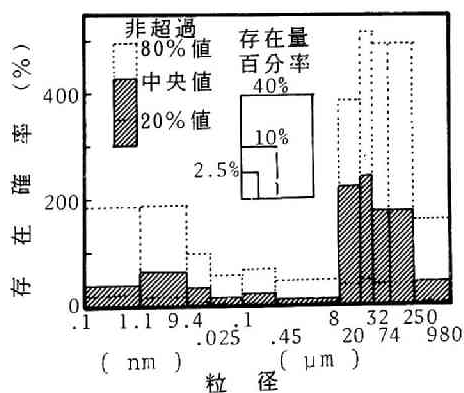


図2-13 CODの粒径分布特性

で、この区分は有機物の2つのピークを明確に分け、かつろ紙の違いによる分離性の差も小さいと考えられる。なお、このように両成分の分離では0.45 μm ~8 μm の間のどの孔径でも問題がないが、以後の解析では、従来の研究との整合性のため、0.45 μm 以下の成分を溶解性、それ以上を浮遊性として扱う。

各種の水質指標で溶解性と浮遊性との存在量の比較を図2-14に示す。図のように、 E_{220} やアミノ酸は0.45 μm 以下の成分の割合が大きく、それぞれ中央値で67, 42%を占める。 E_{220} で溶解性の割合が大きいのは硝酸など無機イオンが計測されるためであろう。元来溶解性のアミノ酸も、結合型アミノ酸や吸着態のアミノ酸として浮遊性でも存在していた。TOC・タンパク質・COD・ E_{260} ・炭水化物・ BOD_5 ・Org-Nの溶解性部分の割合は80%非超過確率値ではやや差異が大きい、中央値でみればおよそ20~30%とほぼ同レベルであり、水質項目による差は大きくない。ただし、試料による差は大きく、CODの場合、溶解性の割合は20%非超過確率値では11%だが、80%非超過確率値は69%と約6倍も差がある。したがって有機物の

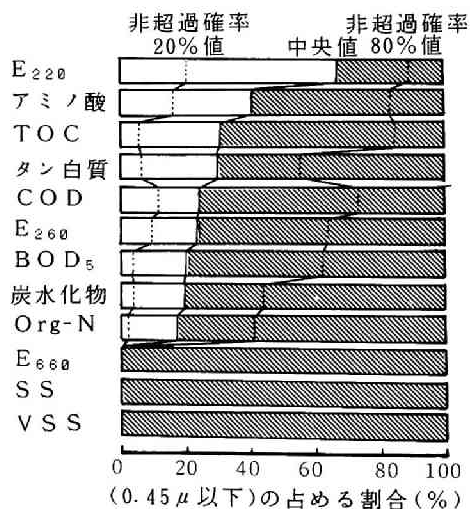


図 2 - 14 各指標の溶解性成分

粒径分布は溶解性と浮遊性それぞれで解析した方がよいと考えられる。

(2) 試料種別の粒径分布特性

図2-15は、各種試料の代表的なサンプルで浮遊性、溶解性それぞれの分布特性を累積値で表わした図で、プロット間の直線の傾きは存在確率値に対応しており、傾きが大きいほど、その粒径間でのCODの存在する割合が高い。

溶解性部分の分布パターンは試料によって異なり、存在確率最大の粒径もまちまちである。たとえば平均的には1.1~9.4 nmの間で存在確率が最大となりやすいが、この10サンプルでは①酸化池水④富栄養化水分解実験水(分

解後)⑨好気性消化液および⑩上水汚泥の4つであった。これらのうち、⑩以外は、数十日の長い期間好気性の生物反応を受けた試料で、さらに酸化池や好気性消化液ではその処理過程で溶解性有機物が增大すること^{36, 37)}を考えれば、これらのサンプルの粒径1.1~9.4 nmに存在する有機物は、好気的生物反応に伴ない蓄積される難分解有機物が主体であろうと考えられる。また粒径0.10~0.45 μm の成分は、いわゆる巨大コロイドに相当する。生下水中には、この成分は約50%を占めるが、初沈後には約30%とかなり減少する。これに対応するように生汚泥では0.10~0.45 μm の成分の割合がきわめて高い。

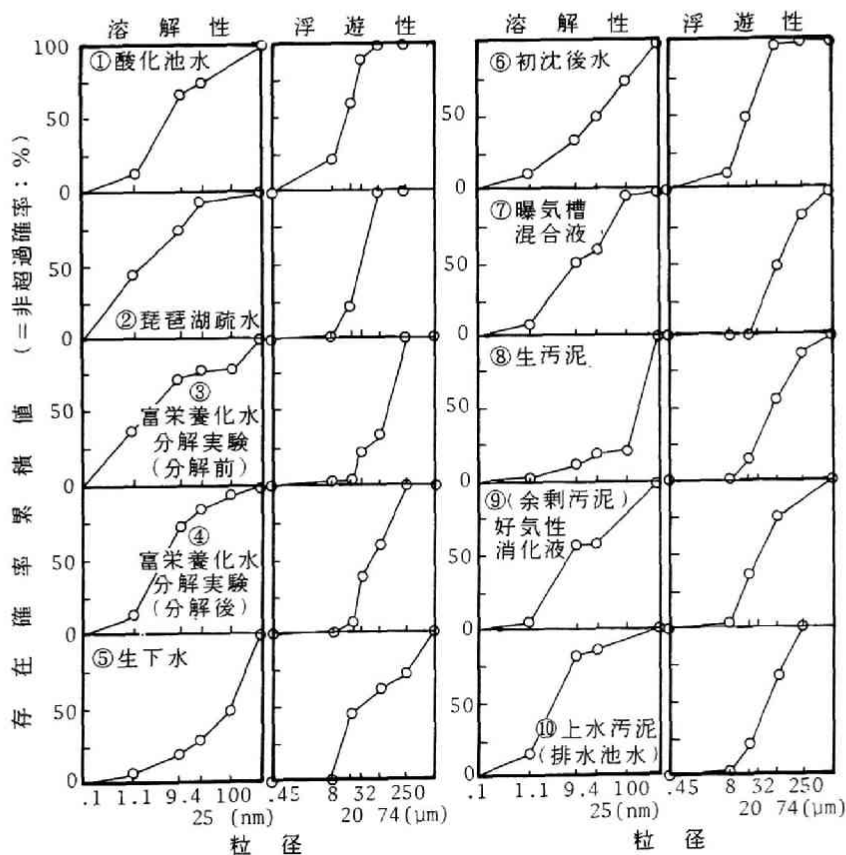


図 2 15 各種のサンプルの粒径分布特性 (COD)

浮遊性成分ではピークとなる粒径は明確であり、酸化池水では8~32 μm 、疏水では20~74 μm 等々かなり限られた範囲に存在する。湖沼の浮遊物は植物プランクトンが主体であるため、それらに粒径分布が支配されているとみなせる。下水処理場の試料では浮遊物分布は幅があるが、総じて後半の単位プロセスほど大きな粒径の粒子の割合が小さくなっている。たとえば生下水では、74 μm 以上の浮遊物が40%程度を占めるが、初沈後水ではほとんど存在していない。一方、長期間の好気性分解に伴う粒子サイズの影響が、試料③と④、⑦と⑨を比較することによって示される。両ケースとも長期間の分解後には全体に粒径は小さい方に移行し、しかもその範囲が広がる傾向がみられた。

(3) 各種水質指標の分布パターンの特性

水質指標の差異による分布特性の違いを、全データの平均値等を用いて検討する。まず、各試料について溶解性・浮遊性それぞれ別々に存在確率を計算(最小・最大粒径を各々0.0001~0.45 μm 、0.45~980 μm として計算)し、最大値となる粒径範囲を求め、その出現数の全体に対する割合を表2-11にまとめた。

溶解性に注目すると、CODやTOCでは最大の存在確率は1.1~9.4 nmの範囲にあるものが約

40%と最も多く、ついで1.1 nm以下と9.4~25 nmの範囲が各々20%程度となっている。他の指標ではこれらと異なり、とくにBOD₅とE₂₆₀は興味深い結果を示した。すなわち1.1~9.4 nmの範囲が最大の試料は、BOD₅では全体の約1/7とかなり少ないが、逆に、E₂₆₀では約2/3とほとんどを占めている。このことは、溶解性の有機物はこの粒径範囲に多く存在し、その多くは難分解性有機物でまたE₂₆₀に発現し易い物質であることを示している。丹保ら²⁸⁾は、有機物をE₂₆₀発現物質と非発現物質とに分け、後者に比べ、前者の生分解性が悪いことを示している。アミノ酸では7割以上が1.1 nm以下の部分(分子量500以下)で最大と、溶解性部分では遊離型が主体であることがわかる。その他では、炭水化物が1.1 nm以下にTOCやCODに比べ最大となる試料の多い傾向がみられた。一方、浮遊性成分では、E₂₆₀で8~20 μm に存在確率が最大となるものが多い以外、項目による差異はみられない。

つぎに、図2-16に各粒径ごとに水質項目の存在確率を円形グラフで示し、粒径ごとに組成比の違いを考察する。溶解性成分では、円形の大きさから各指標とも0.1~9.4 nmの物質の寄与が大きいことがわかる。水質項目で粒径分布パターンに差があり、0.1~1.1 nmではE₂₆₀、アミノ酸が、1.1~9.4 nmではE₂₆₀、TOC、

表 2 - 11 主な水質項目で存在確率の最大となる粒径
その粒径で最大となる試料の割合 (%)

	溶 解 性 成 分					浮 遊 性 成 分					
	0.1- 1.1 nm	1.1- 9.4 nm	9.4- 25 nm	25nm -0.1 μm	0.1- 0.45 μm	0.45 8 μm	8 -20 μm	20- 32 μm	32- 74 μm	74- 250 μm	250- 980 μm
TOC	18	38	20	12	12	0	33	25	12	27	3
COD	23	38	20	7	13	2	26	26	18	22	2
BOD ₅	29	14	14	0	43	0	29	14	29	14	0
E ₂₆₀	18	62	8	2	10	0	54	26	12	9	0
SS						0	39	23	23	15	0
炭水化物	33	17	39	0	11	0	21	31	15	23	11
アミノ酸	71	12	12	6	0	12	18	18	18	12	24
タン白質	17	36	8	0	39	6	33	33	11	17	0

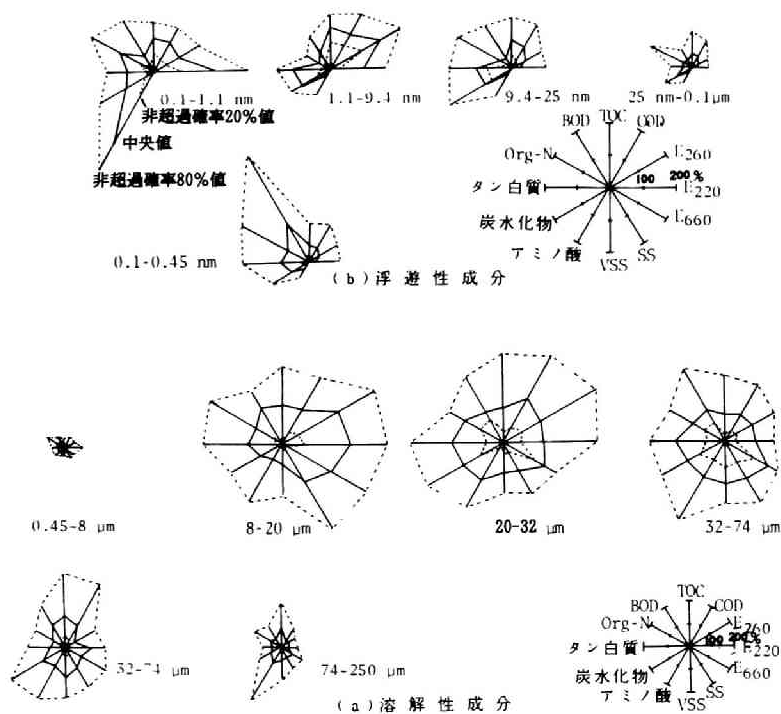


図 2 16 各種指標の存在確率の粒径別の変化

CODが、9.4～25 nmではタンパク質、炭水化物が、さらに0.10～0.45 μmではBOD₅が他の成分に比べ大きな存在確率値をとっている。浮遊性成分では、8～74 μmの狭い粒径範囲に有機物が集中しており、そこでの存在確率がきわめて大きくなっている。水質指標全体での平均的な存在確率を求めると、0.45～8 μmでは10%、8～20、20～32、32～74 μmでは200%前後、74～250 μmで100%、250～980で50%程度である。各粒径範囲での円形の歪みは、溶解性成分の場合に比べ少なく、有機物組成が粒径によらず類似し、粒径による化学組成上の差を考慮する必要がないことがわかる。

本項では水中有機物の特徴を、試料・粒径・水質指標の3種類の観点より考察した。その結果、試料中の有機物の特性は、粒径別に測定した各種水質指標値によって、水の履歴等

の詳細な情報が得られることが示された。したがってこの分画分析によって水処理等での各プロセス評価、水域での水挙動把握等がより明確になると考える。

2.4.3 粒径パターンによる試料の特性把握

(1) 分画面群間の類似性の検討

前記のように各試料の種類で粒径分布は異なるため、その分布パターンの実測により、試料の特質を特徴づけが可能となる。前項の解析では、試水を11のフルイやろ紙(980 μmを含む)で分画し、各種の水質濃度を求めたが、実際のパターン把握では分画面数、水質項目数とももっと少数の方が、分析上も解析も簡便で望ましい。そこでまず、分画した画群の水

質組成に注目してその類似性を調べ、どの粒径で水質組成が大きく異なるかを検討した。

各画群水質組成の比較のため、測定データ $C_{i,j,k}$ (孔径 L_i ($i=1\sim I$) でろ過した試料 k ($k=1\sim K$) の水質指標 j ($j=1\sim J$) の濃度) を図2-17の手順に従って加工し、 $a_{i,j}$ を算出する。 $a_{i,j}$ は、水質項目 j がその画群 i 内で他の水質指標に比べ高いかどうかを示すもので、それが平均的な存在確率の場合に 1 となる。各画群について ($a_{i,j}, j=1\sim J$) を元データの組とし、画群間の類似性を水質項目を軸とした J 次元空間での Euclid 距離 $B_{i,i'}$ ($= (1/J) \sum (a_{i,j} - a_{i',j})^2$) で表わし、その値でクラスター分析した。なお、クラスター合成後の新クラスターの距離はその群の最大値で評価する“最長距離法”³⁸⁾ で解析した。結果を図2-18に示す。図では各画群

の量的大きさを明確にするため水質指標の平均存在率 (A_i ; 図2-17参照) も示した。また図中の () 内は各画群の粒径順の番号であり、以後各画群はこの番号で表す。本解析は水質指標6項目および11項目の2通りで検討した。

図より、両者でよく似たグルーピングがされていることがわかる。また V 番の $0.1\sim 0.45 \mu m$ の画群以外では粒径順にグルーピングが生じており、水質の組成が近接する粒径間で類似していることが確認されたとともに、同クラスター分析が有機物の質を的確にとらえていることが分かる。近接する画群間で類似性から、画群は I 番, II ~ V 番, VI ~ IX 番の 3 グループに大きく分けられることがわかる。これらのうち画群 I 番は分子量が 500 以下の単分子に相当し、II ~ V 番はそれ以外の溶解性成

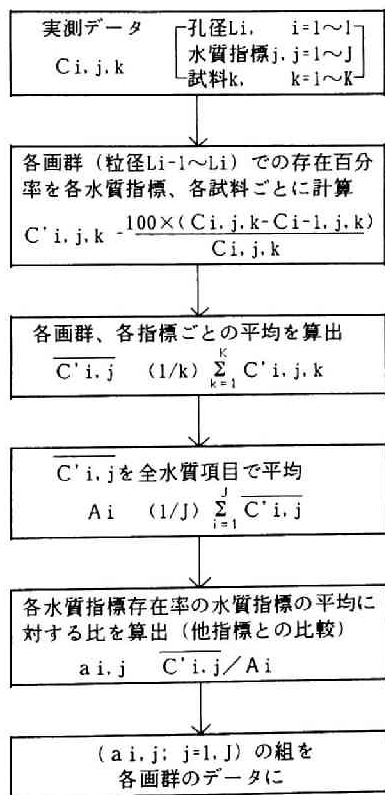


図2-17 クラスター分析のための前処理

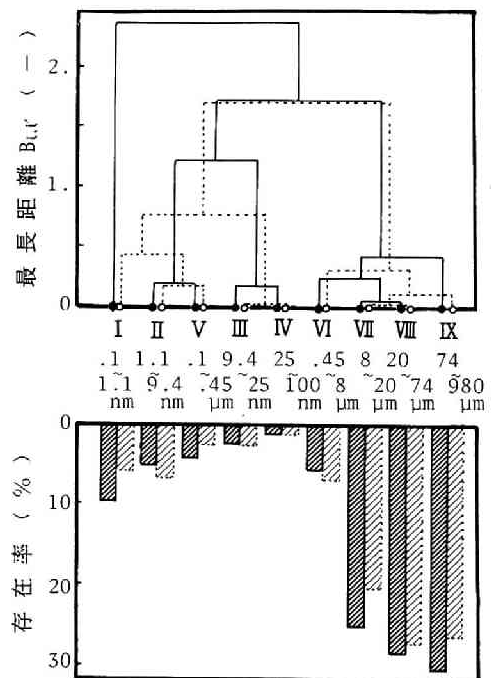


図2-18 各画群の類似性のクラスター分析結果

●—● 6項目 (TOC, COD, E_{220} , E_{260} , SS, VSS) による
クラスター分析 (試料数 17)
○---○ 11項目 (上記+BOD, Org-N, アミノ酸, タン
質, 炭水化物) によるクラスター分析 (試料数 6)

分、Ⅵ～Ⅸ番は浮遊物を示している。Ⅱ～Ⅴ番ではⅡ番とⅤ番、およびⅢ番とⅣ番の2ヶ所で類似性が強いが、Ⅴ番がⅡ番に比べ量的に少ないことを考えると、1.1～9.4 nm(分子量500～20万)と9.4 nm～0.45 μmとの2カ所に大別できるといえる。Ⅲ～Ⅴ番の画群のなす有機物はほぼコイロイドサイズに相当する。浮遊物では粒径8～74 μmの範囲となるⅦ番とⅧ番とがとくに類似している。

これらより、水中有機物の特徴を分ける粒径として1.1 nm(分子量500)、9.4 nm(同20万)、0.45 μmを上げることができる。さらに浮遊物に関しては8, 74 μmで組成がやや変化している。なお画群Ⅲ～Ⅴ番は粒径順のクラスター形成がなされなかったが、量的に少ないので同一グループとして扱う。

(2) 粒径パラメータの選出

前項の解析により1.1, 9.4 nm, 0.45, 8, 74(, 980) μmが有機物の質を区分する粒径として選出された。しかし実際にこれら粒径を水質特性の把握に利用するためにはそのデータを適宜加工する必要がある。この加工法には様々な方法があるので、総括有機物指標のCODを用いて試行錯誤的に変数を算出し、それに

よる試料種類の判別率の高さにより決定した。その結果、①1.1～9.4 nmの溶解性(0.1 nm～0.45 μm)に対する割合(X_1)、②9.4 nm～0.45 μmの溶解性に対する割合(X_2)、③浮遊物(0.45～980 μm)の全体(0.1 nm～980 μm)に対する割合(X_3)、さらに④8～74 μmの浮遊物に占める割合(X_4)の4つの変数が選ばれた。

CODで求めたこれら変数を、 X_1 と X_2 、 X_3 と X_4 の2通りの組合せとし、図2-19の散布図を求めた。図では試料を浄水関係(○)、植物プランクトン(藻類)(●)、分解実験(①)、下水処理関係(●)と4グループに大別し、各々プロットの種類を変えて示した。また、図中の番号は表2-11に示した試料名に対応している。上記の4グループはこれらの散布図で明らかに分離され、下水関係および藻類の試料は X_3 が80～100%の範囲に存在するが、 X_4 が藻類でのみ40%以下と異なっている。このことは試料の属性により粒径分布が異なることを示し、かつそれが、この X_1 ～ X_4 の4種類を組み合わせで表現できることを示している。

ところで、図2-19はCODについて求めたものだが、これら X_1 ～ X_4 の変数は、他水質指標との総括的な関係も表すことができる。図2-20(a)～(d)は X_1 ～ X_4 それぞれで総括的な水質組

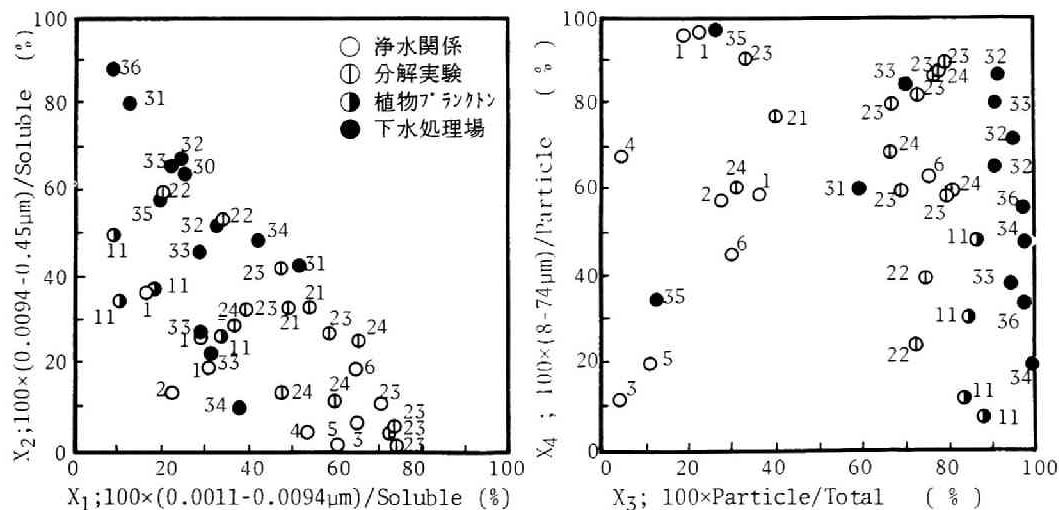


図 2 - 19 各種試料の粒径分布特性の把握

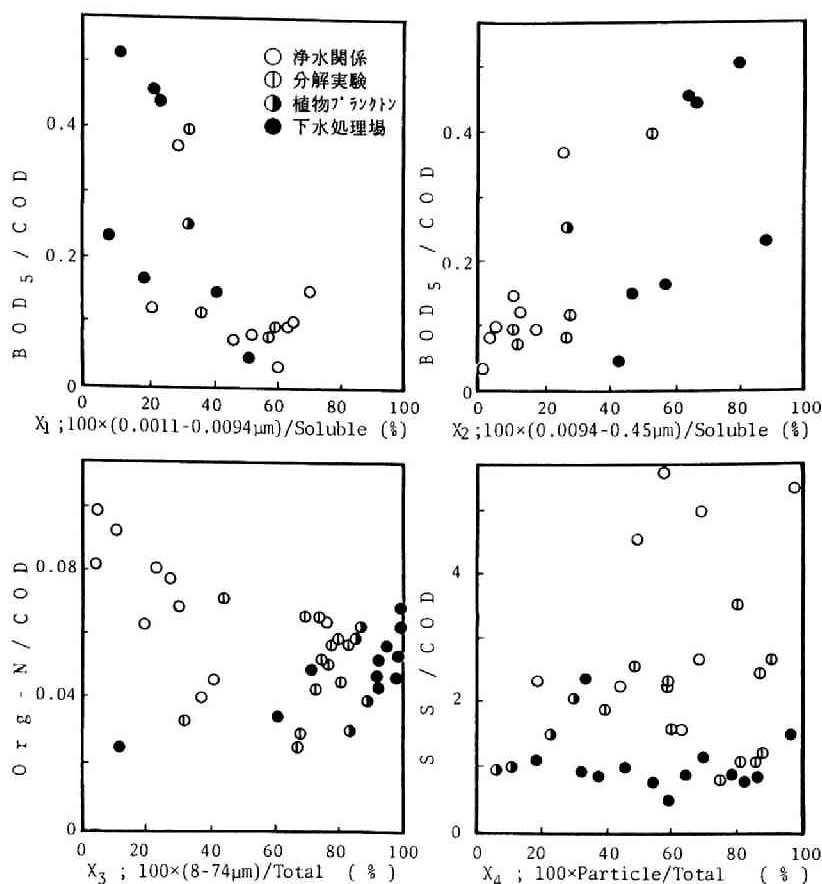


図 2 20 粒径に注目した変数と水質組成との関係

成との関係を示したものである。図より、試料の生分解性(BOD_5/COD)は試料の有機物分布と密接に関係があり、 X_1 の値が高いほどすなわち溶解性中1.1~9.4 nmの範囲の成分(分子量で500~20万)が多いものほど分解性が低くなる傾向が読みとれる。これは同範囲の成分には難分解性のものが多いことを反映していると考えられる。一方 X_3 では、全試料でみると $Org-N/COD$ と関連が乏しいが、浄水関係のみに注目すると X_3 が低い(浮遊物の割合が小さい)ほど $Org-N/COD$ 比は大きくなる。また浄水関係および藻類では X_4 が大きくなるほど $SS/P-COD$ (無機物の割合の大小を示す)比が増大する傾向が見える。

(3) 試料ごとのクラスター分析

COD 濃度の粒径分布から得た4変数で水域特性すなわち水の所在源を言及できることが分かったので、実際にクラスター分析で各試料の属性把握がどのくらい可能かを検討する。そこで、これら $X_1 \sim X_4$ による4次元空間に各試料のデータをのせ、試料間のEuclid距離($= 1/4 \sum (X_i - X'_i)^2$)をもとに最長距離法でグルーピングした。その結果が図2-21である。図ではこのクラスターによる分割順を明確にするため、 X_1 の代わりに $X_5 (=100 - X_1 - X_2; 0.1 \sim 1.1 \text{ nmのCODのS-CODに対する百分率})$ を変数として用いたクラスター分析結果も点線で示した。 X_5 は X_1 および X_2 と1次従属の関係があるため、

ほとんど類似の傾向となるが、ややクラスターの形成順序が異なり、逆に各クラスター内でのグルーピング順序が明確となる。

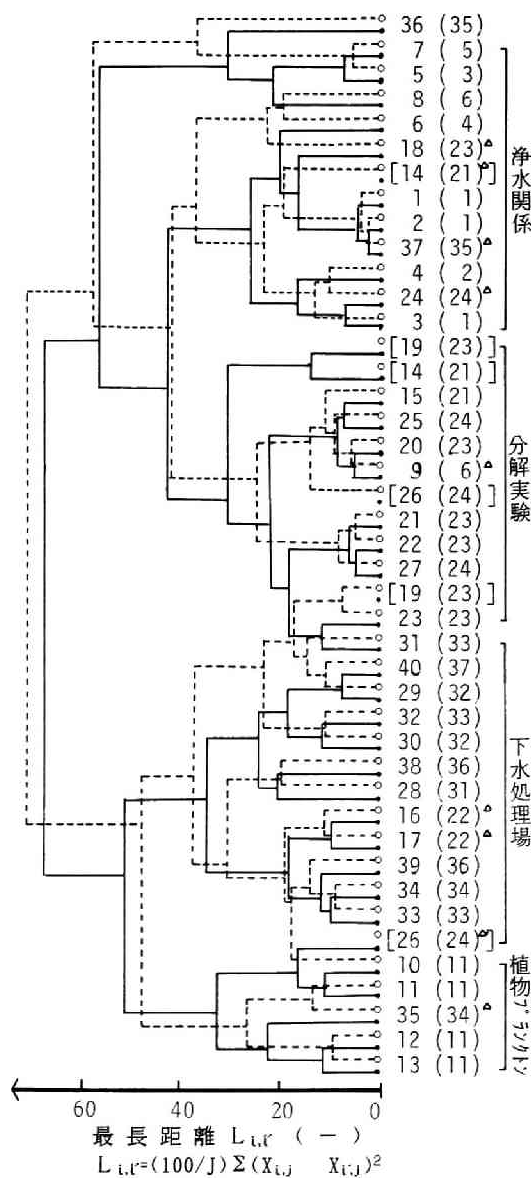


図2-21 4変数による試料のクラスター分析

● X_1, X_2, X_3, X_4 ○ X_2, X_3, X_4, X_5
 *; 試料の整理番号 △ 誤判別
 **; () 内 試料の属性番号(表2-10)
 [] は2ヶ所になっている

図より、A～Dの4グループでクラスターを大別できることが分かる。他グループへの誤判別は、浄水関係では下水の2次処理水、分解実験関係では上水汚泥、下水関係ではバクテリア分解実験初期試料で生じたが、これは分離方法が不十分というよりもむしろ、その試料が誤判別されるグループに近いと解釈できる。

(4) 判別分析³⁸⁾

クラスター分析は、既存試料のグループ化に利用できるが、新たなデータの属性判別には不向きである。新しいデータについて既存のグループとの関係を明確にするためには、全体の空間的位置を求める必要があるが、4変数の四元次空間上では、視覚的な把握は困難である。そこで試料の分離性に注目した判別分析で変数の数を減少させ、空間的分布を明確化した。判別分析は統計パッケージSPSS³⁹⁾を利用し、ウィルスのラムダ統計量 Λ を判定基準として変数の選定を行なった。

この判別分析による判別結果を表2-12に、判別関数を表2-13に示す。まず、各判別関数の内容を考察する。判別関数Ⅰは X_3 を中心とする変数で、浮遊物の大小を表現している。この変数は、藻類と下水で大きく、浄水で低くなっている。判別関数Ⅱは X_1 と X_2 を中心とし、 X_4 とで構成される変数である。 X_1, X_2 はもにそのままの係数で約0.06、正規化された

表2-12 4グループの判別分析結果

データ数(判別率(%))か誤判別試料名)

予測 実際	浄 水	植物 プランクトン	分解実験	下 水
浄水関係	8 (89)	0	1 (上 水汚泥)	0
植物 プランクトン	0	4 (100)	0	0
分解実験	1 (*)	0	11 (79)	2 (*)
下 水 処 理 場	2 (2次 処理水)	1 (初 沈後水)	1(好気性 消化液)	9 (69)

* 細菌分解実験初期試料

係数で-1.1と大きくかつ等しいので、これは $X_5 (=100 - X_1 - X_2)$ の影響を表すと考えられる。これより判別関数Ⅱは分子量500以下の有機物が多く、8~74 μ m以外の有機物が多いもので高くなることがわかる。グループでは藻類に関するものが大きな値を示している。判別関数Ⅲは X_1, X_2 を中心とする変数でコロイド次元のものの多少を示していると考えられ、藻類と下水で高く、浄水と分解試料で低くなっている。なお説明率は判別関数Ⅰと関数Ⅱを利用した場合、全体の93%となっている。

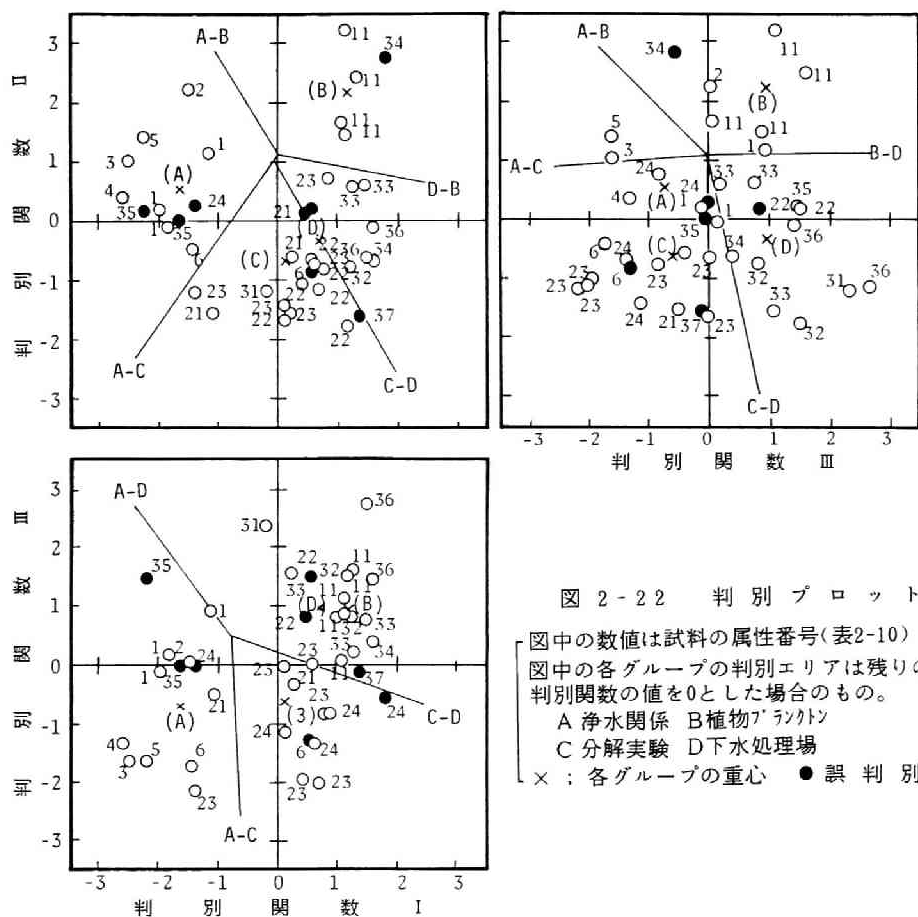
図2-22(a)~(c)に3種の判別関数のうち2個を組み合わせた判別プロットを示す。図中の番号は表2-11の試料名に対応しており、誤判別されたプロットを黒で示した。図中の判別エリアは残りの関数値を0とした場合の範囲であるため、実際の各試料の場所と判別エリアでの判別結果とは若干異なっている。図2-22(a)の散布図をみると各グループで類似の位置を占めるだけでなく、同一の試料（採水日等が異なる）ではとくによく似た位置にあること

が分かる。誤判別されたデータは、浄水関係では上水汚泥が分解試料に、分解試料ではバクテリアの基質摂取実験の初期試料が下水関係に、下水では2次処理水が上水のグループに、好気性消化液が分解実験のグループに、それぞれ誤判別された。これらの多くは性状的には誤判別されたグループに近く、はじめのグループ分けが不適当であったと考えられる。したがって、以上の判別分析ひいてはそれに利用した変数 $X_1 \sim X_4$ は試料の特性把握の上でかなり有効であると考えられる。

以上、本項では水中有機物の粒径分布より、試水の特徴づけることを試みた。その結果、有機物組成は粒径0.0094, 0.45, 8, 74 μ mで大きく変わっており、これらの粒径変化を考慮して得た $X_1 \sim X_4$ でクラスター分析すると試水をその属性に応じて分離しうること、さらに判別分析により、その情報の集約した3変数で、各試料の相対的位置を定量的に表わせることが示された。

表 2 - 1 3 判 別 関 数 の 諸 計 数 値

		判 別 関 数 Ⅰ	判 別 関 数 Ⅱ	判 別 関 数 Ⅲ
Eigen 値		1.513	0.885	0.169
変 動 寄 与 率 (%)		58.9	34.5	6.6
判 別 関 数 は 係 正 数 規 値 化 数 値	$X_1 = 100 \cdot (1.1 \sim 9.4 \text{ nm}) / \text{Soluble}$	-0.00245(-0.0386)	-0.06670(-1.0530)	0.03419(-0.5397)
	$X_2 = 100 \cdot (9.4 \text{ nm} - 0.45 \mu\text{m}) / \text{Soluble}$	-0.00312(-0.0563)	-0.06138(-1.1089)	0.03031(0.5477)
	$X_3 = 100 \cdot (\text{Particle}) / \text{Total}$	0.04499(1.0031)	0.00430(0.0958)	-0.00002(-0.0004)
	$X_4 = 100 \cdot (8 \sim 74 \mu\text{m}) / \text{Particle}$	0.00243(-0.0573)	-0.02771(-0.6524)	0.00000(0.0001)
	定 数 項	-2.522 (0)	-6.025 (0)	0.345 (0)
各 群 の 平 均 値	浄 水 関 係	-1.641	0.545	-0.768
	植 物 プ ラ ン ク ト ン	1.137	2.243	0.863
	分 解 実 験	0.097	-0.687	-0.643
	下 水 処 理 場 関 係	0.681	-0.328	0.959



第5節 結 語

本章では富栄養化現象の把握等できわめて重要な水質指標についてその意義と変動特性を考察した。

2節では各種の水質指標をその対象自身の質的な特徴より分類整理し、それらの取扱上の注意点を述べた。さらに生物量指標では従来の研究を基に各種の指標の長所短所を整理し、その組成等の重要な数値をまとめた。

3節では水質指標の変動特性について、巨視的な観点から頻度分布に注目して特性を考察し、

① 水質指標の分布型は、その水中での挙動に大きく影響されるが、それらは一様、正規、対数正規、指数さらにそれらの混合型に分類できること。

② 外部要因の影響の強い項目は対数正規に、逆に内部の反応の影響を受ける項目は対数正規分布に従いやすく、周期性の影響の大きい項目は一様分布に近い形状となり、さらに、水域の持つ受容能力が強い指標は、濃度0を最頻値とする指数分布型となること。

③ 地点・時間の2元的データが得られている

場合、水質の分布型は、分散分析で得られる地点および採水日の寄与率と変動係数の3つのパラメータで分類・定量化できること。

などの成果を得た。

4節では逆に水質指標の微視的な把握のために、粒径に注目して試水を分画し一般的な水中有機物の特徴を考察し、

④ 水中の有機物は粒径分布は多くの試料で0.025 μm までと、8~250 μm の2ヶ所にピークをもつパターンであり、とくに0.10~8 μm の範囲の有機物は好気的な過程で著しく減少し、通常の水中にはほとんど存在しないこと。

⑤ 好気的な生物処理を受けた試料では、溶解性有機物のうち粒径1.1~9.4 nm(分子量で500~20万)の範囲に存在するものの割合が増大し、これらの有機物の多くは難分解性であり、かつ E_{254}/COD の比が 6.7×10^{-3} (中央値)と

他の粒径範囲の約1.5倍程大きいこと。

⑥ 有機物組成は、粒径0.0094, 0.45, 8, 74 μm で大きく変わり、これらの粒径変化を考慮して得られる $X_1 \sim X_4$ の変数を用いることにより、クラスター分析で試水の所在源に応じて分離でき、さらに判別分析で、その情報の集約した3判別関数で、各試料の相対的位置を定量的に表わせること。

などの成果を得た。

これらの解析のうち、3節の結果は水域水質の管理で利用でき、実測データの統計的判断の基礎情報を与え、水質測定値の統計的情報でその水域内での反応特性が推定できることを示唆している。4節の結果は、水質組成調査の上での粒径区分方法の基礎情報を与えるとともに、粒径に注目した分画法で水の履歴を判断しうることを示している。

第2章 参考文献

- 1) 日本水質汚濁研究協会編, "湖沼環境調査指針", p233-236, 公害対策同友会(1982)
- 2) Dillon, P. J., "The Phosphorus Budget of Cameron Lake, Ontario: The Importance of Flushing to the Degree of Eutrophy Lakes", *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 20, No. 1, p28-39(1975)
- 3) Chapra, S. C. & Tarapchak, S. J., "A Chlorophylla Model and its Relationship to Phosphorus Loading Plots for Lakes", *Water Resources Res.*, Vol. 12, No. 6, p1260-1264(1978)
- 4) OECD Cooperative Program for Inland Waters (Eutrophication Control), "Final Report of the Project on Shallow Lakes and Reservoirs", Vol. 1(1979), 訳: 環境庁水質保全局水質管理課 公害と対策, Vol. 16, No. 5~11(6回)(1980)
- 5) 合田健編著, "水環境指標", p1~12, 思考社(1979)
- 6) 関文威, "水界微生物生態研究法", p24~27, 生態学研究法講座11, 共立出版(1976)
- 7) 日本水道協会, "上水試験方法", (1980)
- 8) 加藤憲二, 坂本充, "有機物利用特性による湖沼生態系のバクテリア群集動態", 第49回日本陸水学会講演要旨集, p2(1984)
- 9) 下水道協会, "下水試験方法", (1984)
- 10) 河村清, "活性汚泥法による都市下水処理に関する基礎的研究", 京都大学博士論文(1982)
- 11) 有賀祐勝, "水界植物群落の物質生産Ⅱ—植物プランクトン—", 生態学講座8, p14-17, 共立出版(1973)
- 12) 関文威, "水界微生物生態研究法", 生態学研究法講座11, p51-54, 共立出版(1976)
- 13) 合田健編, "水質工学(応用編)", p84, 丸善(1976)
- 14) オダム, "生態学の基礎(上)", 三島次郎訳, p71, 培風館(1974)
- 15) 津田松苗, "汚水生物学", p230, 北隆館(1964)
- 16) Gloyna, E. F., "Basis for Waste Stabilization Pond Designs" in 'Advances in Water Quality Improvement', edited by Gloyna, E. F. & Eckenfelder, W. W. Jr., p397-408, *Univ. of Texas*(1968)
- 17) Oswald, W. J., "Fundamental Factors in Stabilization Pond" in 'Advances in Biological Waste Treatment', edited by Eckenfelder, W. W. Jr. & McCabe B. J., p357-393, *Oxford Press*(1963)
- 18) Goldman, J. P. et al., "The Effect of Carbon Algal Growth-Its Relationship to Eutrophication", *Water Res.*, Vol. 6, p647-679
- 19) 宝月欣二, "水界生態系", 生態学講座3, p94, 共立出版(1974)

- 20) 藤井滋穂, 宗宮功, "琵琶湖南湖の富栄養化解析 (1) - 水質の分布特性 -", 環境技術, Vol. 13, Vol. 7, p482-488(1984)
- 21) 南部祥一ら, "水質指標解析", 水質変化予測基本調査報告書(1972)
- 22) 藤井滋穂, 宗宮功, "琵琶湖南湖の富栄養化解析 (4) - 富栄養化指標の季節変化 -", 環境技術, Vol. 14, No. 3, p214-219(1985)
- 23) 田口玄一, "実験計画法(上)第3版", p21-50, 丸善, (1976)
- 24) 市川新, "都市河川の環境科学", p45-58, 培風館(1980)
- 25) 福島武彦, "浅い湖沼の水質変化特性と水質管理手法に関する研究", 東京大学博士論文(1984)
- 26) 亀井翼, 丹保憲仁, "水質のマトリックス的評価のためのゲルクロマトグラフィ, 水道協会雑誌", No. 519, p24-41(1977)
- 27) 丹保憲仁, 亀井翼, "処理性評価のための水質変換マトリックス(I) - 有機成分の凝集処理による除去の予測と評価 -", 水道協会雑誌, No. 530, p8-18(1978)
- 28) 丹保憲仁, 亀井翼, "処理性評価のための水質変換マトリックス(II) - 好気性生物処理による有機物除去の予測と評価 -", 水道協会雑誌, No. 531, p15-24(1978)
- 29) 丹保憲仁, 亀井翼, 西村正, 福士憲一, "処理性評価のための水質変換マトリックス(III) - 活性炭吸着による有機物の除去性評価 -", 水道協会雑誌, No. 532, p37-44, (1979)
- 30) Oliver, B.G. & Visser, S.A., "Chloroform Production from the Chlorination of Aquatic Humic Material: The Effect of Molecular Weight, Environment and Season", *Water Res.*, Vol. 14, p1137-1141(1980)
- 31) 日本化学会, "実験化学講座23", 生物化学 I, 丸善(1957)
- 32) 満田久輝, "実験栄養化学", p66-118, いづみ書房(1970)
- 33) 山田春美, 河村清史, 河野哲郎, "重クロム酸によるCODについて", 水処理技術, Vol. 14, No. 12, p1229-1251(1973)
- 34) 小松史明, 細和孝, 松村哲夫, 福塚敏夫, "都市下水処理の各過程における水質調査", 水処理技術, Vol. 8, No. 3, p253-264(1977)
- 35) 宗宮功, 河村清史, "都市下水中の有機物質について", 水処理技術, Vol. 21, No. 1, p3-12(1980)
- 36) 宗宮功, 藤井滋穂, 吉長幸視, "酸化池における炭素酸素の物質収支", 衛生工学討論会講演論文集, Vol. 18, p17-22(1982)
- 37) 宗宮功, 河村清史, 安福秀章, "活性汚泥による都市下水中の有機物質の代謝に関する研究(II) - 都市下水中の有機物質の代謝速度の検討 -", 下水道協会誌, Vol. 17, No. 196, p20-30(1980)
- 38) 奥野忠一, 久米均, 芳賀敏郎, 吉澤正, "多変量解析法", p259-321, 日科技連(1971)
- 39) 三宅一郎, 中野嘉弘, 水野欽司, 山本嘉一郎, "SPSS統計パッケージII解析編", p84-116, 東洋経済社(1977)

第3章 マイクロコズム実験による生物反応

機構の解析

第1節 概説

本章では、湖沼内で生ずると考えられるの反応のうち生物学的な過程について、マイクロコズムを用いた実験により各種水質と生物間の関連を把握し、それらの挙動を定量表示す

表 3 1 従来の藻類分解実験の概要³⁻¹⁸⁾

研究者	サンプル		実験条件		水質項目
	処理	藻類種	温度(℃)	期間(日)	
手塚 ³⁾ (1969)	現場採水	<i>Microcystis</i>	30	80	C, N
渡辺 ⁴⁾ (1970)	現場採水	<i>Microcystis</i>	~30	200	炭水化物
Otsuki ⁵⁾ (1974)	現場採水 HgCl ₂ 有無	<i>Scirpus</i> (水生植物)	25	200	溶存性有機物
Carpenter Adams ⁶⁾ (1979)	現場採水	<i>Myriophyllum</i> (水生植物)	~40	25	C, N, P
Fallon ⁷⁾ (1979)	現場採水	水の華	20	22	BOD, Chl. a, タン白質
Grill (1964) Richards ⁸⁾	単離培養* 植種	海産珪藻	11	180	N, P, Si
Kamatani ⁹⁾ (1969)	単離培養*	<i>Skeletonema</i> <i>Chactoceros</i> (海産) <i>Thalassiosira</i>	30	25, 52	N, P C, Si
半田 ¹⁰⁾ (1970)	単離培養*	<i>Skeletonema</i> (海産)	18	10	TOC, 炭水化物, タン白質, 脂肪
Jewell (1971) McCarty ¹¹⁾	無菌培養 植種の有無	<i>Chlorella</i>	4 30	50, 300	SS COD
DePinto (1977) Verhoff ¹²⁾	無菌培養 植種の有無	<i>Chlorella</i> <i>Selenastrum</i>	25	30, 60	C, N, P
Sudo et al ¹³⁾ (1977)	単離培養 植種の有無	<i>Chlorella</i> <i>Stigeoclonium</i> <i>Chlamydomonas</i>	10~ 30	50, 100	SS, N, P COD
村井 ¹⁴⁾ (1980)	現場及び 単離培養	<i>Chlorella</i> , <i>Synedra</i> <i>Microcystis</i> , 水の華	20	30, 60	COD, SS Chl. a, N, P
松永 ¹⁵⁾ (1981)	湖水培養	珪藻類	19	35	C, N, タン白質, 炭水化物
Rodgers (1983) DePinto ¹⁶⁾	単離培養 植種の有無	<i>Microcystis</i> <i>Scenedesmus</i> <i>Asterionella</i>	20	40	SS, Chl. a 細胞数
Otuki (1972) Hanya ¹⁷⁾	単離培養後 凍結し植種	<i>Scenedesmus</i>	20	200	C, N
Fukami (1981) et al ¹⁸⁾	無菌培養後 死滅、植種	<i>Skeletonema</i> <i>Chlorella</i>	20	40	C, N, P

るモデルの開発を試みる。とくに、実験では従来の研究成果の不足している分解過程を中心に検討を行ない、関連生物の自浄作用に及ぼす影響に注目した。一般に水中の生物作用に関わる実験室内研究では、完全な人工系で単一生物種がしばしば用いられる。これらの実験成果は再現性では優れるが、それらが実際の水域に単純に適用できるかどうか常に疑問となる。そこで本研究では現場水等を用いて実験室内で生物を培養する疑似現場的条件下でマイクロコズム実験を実施した。

富栄養化水域での有機物分解過程を調べるマイクロコズム実験は、表3-1^{8, 10-18)}のように、培養藻類や富栄養化水域水を用い数十から数百日間、好気暗条件浮遊状態で培養して実施されている。これら研究で表3-2^{8, 10-18)}に示す減少速度定数値が得られ、藻類種、生物生理状態、温度、分解者の有無等、分解への影響因子について多くの知見が得られている。

本研究では、これら研究成果を参考にしつつ、各反応、各生物群の挙動を把握しうる形で実験を行ない、その結果から各生物群、水質指標の挙動をモデル化し、分解過程全体の反応を定量的に表現することを試みる。従来の研究が指摘するように、富栄養化水の有機物分解・栄養塩回帰過程では植物プランクトン・動物プランクトン・バクテリアがそれぞれ異なった働きで関与しているので、それぞれについて、その影響を検討することとした。

以下、第2節では、実験方法を説明し、第3節では、生物群がバクテリアのみの系での実験結果から、それによる有機物無機化の基本的特性について論じ、第4節では、バクテリアと植物プランクトンとの系での実験結果から、植物プランクトンの作用について考察する。第5節では、三生物群が混在する系での水質変化の特徴を論じた後、第6節でこれら生物群の作用をモデル化し、各微生物群の分解過程への役割を評価する。

表3-2 藻類の分解速度定数^{8, 10, 18)}
(下段は2段目の値)

生物群構成	藻類種	温度℃	水質項目	分解速度定数10底(day ⁻¹)	文献
バア クの テみ り	死滅 <i>Scenedesmus</i>	20	POC	0.0156	17
	死滅 <i>Chlorella</i>		PON	0.0296	
			DOM	0.32, 0.037	18
藻 類 + バ ク テ リ ア の 混 合 系	珪藻類	11	TOP	0.0380	8
	<i>Skeletonema</i>	18	有機炭素	0.091, 0.045	10
			タン白質	0.045	
			炭水化物	0.0286, 0.022	
			脂肪	0.112, 0.048	
	<i>Asterionella</i>	20	細胞数	0.07 ~0.40	16
	<i>Scenedesmus</i>			0.03	
	<i>Microcystis</i>			~0.099 0.009 ~1.388	
	<i>Microcystis</i>			COD SS Chl. a PON POP	14
	<i>Synedra</i>	20		0.015 0.006 0.018 0.014 0.010	
				COD SS Chl. a PON POP	
				0.002 0.001 0.006 0.003 0.005	
	<i>Chlorella</i>	25	COD	0.008 SS 0.006 Chl. a PON POP	12
	<i>Chlorella</i>			0.004 0.007 0.005	
藻 類 + バ ク テ リ ア 混 合 系 動 物	木崎湖水	現場 水温	POC	0.075, 0.0066	19
			PON	0.064, 0.0084	
	珪藻類	19	POC	0.070, 0.012	15
			PON	0.084, 0.008	
			タン白質	0.048, 0.0055	
			炭水化物	0.082, 0.017	
	水の華	20	COD	0.007	14
			SS	0.005	
			Chl. a	0.016	
			PON	0.013	
動 物	混合藻類	20	POP	0.008	11
	<i>Clamydomonas</i>		COD	0.010 ~0.15	
	<i>Chlorella</i> <i>Selenastrum</i>		SS	0.08 ~0.2	

第 2 節 実験方法

3.2.1 培養装置およびサンプル作成方法

実験は、Run 1から14まであり、琵琶湖湖南湖水を主に元試料として用い、図3-1に示す培養装置で暗所(Run 13,14以外)・恒温(原則としてRun 1~5は $25^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$, Run 6以降は $20^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$)・好気の回分条件下で、1~2ヶ月間、培養することで実施した。表3-3にその概要を示す。

各Runでは、水中に存在する微生物群および有機物組成の影響を容易に把握するため、琵琶湖湖南湖等の自然水域から採取した水に適宜操作を加えたものを対象試料とした。これらは、微生物群や有機物構成の違いにより、表3-4に示す5種の系に分類できる。系Is, Ip, Imは主要な生物群がバクテリアだけの系であり、

その基質の形態によって3種類に分類した。一方、系IIはバクテリアと植物プランクトンよりなる系であり、系IIIはさらに動物プランクトンを含む通常の系である。

各系の試料作成では、各生物群の温度やDOに対する耐性の差、サイズの違い、あるいは光走行性や沈降性などの特性差を利用した。さらにバクテリア作用に対する基質形態の影響を調べたRun 6~8では、図3-2の手順により3種の系Is, Ip, Imを作成した。これら一連の実験の目的は、バクテリアの浄化機能把握(Run 6~9)、植物プランクトンの浄化機能把握(Run 1,3~5,12~14)、動物プランクトンの機能把握(Run 3~5)に類別できる。なお、Run 13,14では植物プランクトンの一次生産とその

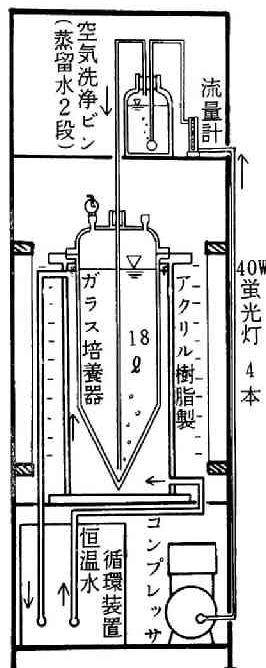


図 3 1 培養装置の概要
(培養器数 4系列)
(通気量 2~31/分)

表3-4 各系の微生物群および有機物構成

系	Is	Ip	Im	II	III
バクテリア	○	○	○	○	○
植物プランクトン	×	×	×	○	○
動物プランクトン	×	×	×	×	○
基 浮遊物有機物	×	○	○	—	—
質 溶解性有機物	○	×	○	—	—

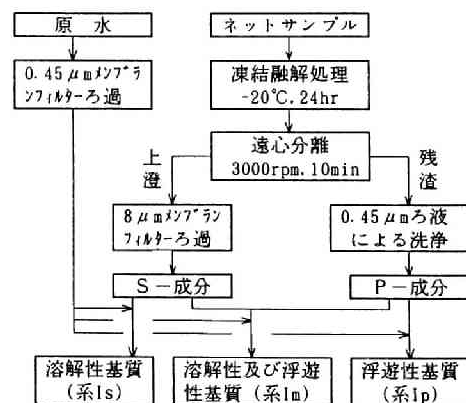


図3-2 溶解性および浮遊性基質の分離手順

表 3 - 3 藻 類 分 解 実 験 一 覧

run	実験開始 (期間)	パラメータ (目的)	採水地点 (水温)	試料		実験 水温	初期優占生物種		試料作成方法・備考	
				系	数		Algae	Zooplankton		
1	83/ 5/31 (79日)	生物群構成	酸化池 (25.0℃)	Is	1	25℃	<i>Scenedesmus</i>	<i>Brachionus</i>	フルイ(32.46μ)またはろ紙(0.45μ)で動植物プランクトンを除去(系Is, II)。系IIIは原水を使用。	
				II	2			<i>Bosmia</i>		
				III	1			<i>Trichocerca</i>		
2	83/ 7/19 (69日)	実水域での 分解速度	琵琶湖南湖 (23.7℃)	Is	3		(検鏡せず)			ろ紙(0.45μ)で動植物プランクトン除去(系Is)。系IIIは原水を使用。
				III	6					
3	83/ 9/19 (71日)	生物群構成	琵琶湖南湖 近江大橋 (23.7℃)	Is	2		<i>Pediastrum</i>	<i>Nauplius</i>	原水ろ液(0.45μ)、同濃縮液(系I) ネットサンプルを低DOにし動植物 プランクトンを殺生後希釈(III)	
				II	1		<i>Staurastrum</i>	<i>Keratella</i>		
				III	1		<i>Melosira</i>	<i>Trichocerca</i>		
4	83/11/12 (34日)	生物群構成 動物プラン クトンの効果把握	琵琶湖南湖 近江大橋 (11.0℃)	Is	1		<i>Staurastrum</i>	<i>Mesocyclops</i>	原水を0.45μろ紙でろ過(系Is) 動物プランクトンの走光性、植物 プランクトンの沈降性を利用し、 両者を分離したネットサンプルより 作成(系II, III)	
				II	4		<i>Pediastrum</i>	<i>Copepodid</i>		
				III	4	<i>Melosira</i>	<i>Daphnia</i>			
5	83/12/ 2 (54日)		酸化池 (8.5℃)	II	3	<i>Microcystis</i>	<i>Brachionus</i>			
				III	3					
6	84/5/10 (54日)	基質形態 バクテリアの 浄化機能	琵琶湖疏水 (16.3℃)	Is	1	20℃	<i>Asterionella</i>	ネットサンプルを凍結融解処理し (-20℃、24hr保存後解凍)、動植物 プランクトンを不活性化。同時に 浮遊性有機物の一部を溶存化させる。 これを遠心分離操作で浮遊性部分と 溶解性部分とに分け、 各々を湖水ろ液で希釈(系Ip, Is)。 系Imは両者の混合液を希釈。 なおRun6系IIはネットサンプルを 遠心沈降(3000rpm, 10分)させ動植物 プランクトンを死滅させたものを希釈して得た。		
				Ip	1		<i>Fragilaria</i>			
				Im	1		<i>Synedra</i>			
				II	1		<i>Staurastrum</i>			
7	84/ 6/29 (18日)	基質濃度 バクテリアの 浄化機能	琵琶湖疏水 (16.3℃)	Is	3	20℃				
				Ip	3					
				Im	3					
8	84/10/11 (25日)	温度効果 バクテリアの 作用把握	琵琶湖南湖 近江大橋 (21.0℃)	Is	4	10℃				
				Ip	4	20℃				
				Im	4	25℃				
						30℃				
9	85/ 7/ 9 (55日)	有機物の質 変化(分画)	琵琶湖疏水	Is	1	20℃	<i>Staurastrum</i>	(殆どなし)		
				Ip	1		<i>Melosira</i>			
				Im	1		<i>Closterium</i>			
				III	1		<i>Pediastrum</i>			
10	84/ 8/ 3 (61日)	温度効果混 合系への温 度影響	琵琶湖南湖 近江大橋 (21.0℃)	III	1	10℃	<i>Staurastrum</i>	<i>Cyclops</i>	ネットサンプルを湖水で希釈し、 温度を4段階(10, 20, 25, 30℃) に変化させて実験。 並行して原水でも実験(20℃)。	
					2	20℃	<i>Melosira</i>			
					1	25℃				
					1	30℃				
11	84/11/6 (59日)		琵琶湖南湖 近江大橋 (15.4℃)	III	1	10℃	<i>Closterium</i>	<i>Keratella</i>		
					2	20℃	<i>Melosira</i>	<i>Polyarthra</i>		
					1	25℃	<i>Pediastrum</i>			
					1	30℃	<i>Staurastrum</i>			
12	84/11/29 (57日)	藻類種	培養液	II	1	20℃	<i>Scenedesmus</i>	琵琶湖南湖より単離した藻類使用 単一だが純粋培養となっていない。		
				II	1		<i>Ankistrodesmus</i>			
13	85/ 5/15 (43日)	植物プラン クトンの増 殖と分解との 相互関係の 把握	培養液 琵琶湖疏水	II	1	20℃	<i>Ankistrodesmus</i>			
				II	1		<i>Scenedesmus</i>			
							<i>Staurastrum</i> 他			
14	85/10/19 (54日)		琵琶湖疏水	II	4	20℃	<i>Melosira</i>	元サンプルを明暗サイクル(明12 hr、暗12hr)で培養、そのサンプ ルを経時的に一部づつ取り、それ の暗条件下での水質変化を測定。		
							<i>Pediastrum</i>			
							<i>Scenedesmus</i>			

生成物の代謝との相互関係を調べる目的で、図3-3のように疑似日間変動光照射条件（12時間5000 luxの明条件, 12時間暗条件）で植物プランクトンの増殖を促し、生物・水質の変化を調べるとともに、適当な間隔で試料の一部を暗条件とし水質変化を調べた。さらに表3-5に示すNo.1~5の試験を行ない、これら微生物群について酸素消費量と各種生物指標値とを測定し、微生物群の活性表記のための基礎データを補完した。

3.2.2 分析項目

各Runでは環境条件・有機物量・栄養塩類等に関連する水質指標として、表3-6に示す項目を

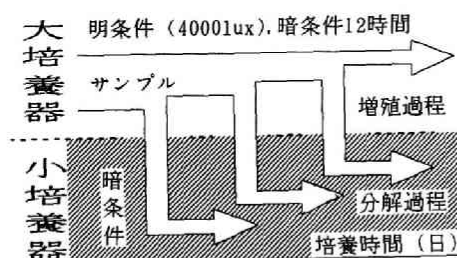


図3-3 明実験(Run 13, Run 14)の概要

適宜選択し、測定した。ここで酸素消費速度($\text{mgO}_2/\text{g} \cdot \text{hr}$)は、一定温度(Run 5以前は25℃,

表 3 6 測定項目と分析方法

指標	測定項目	分 析 方 法
環境条件	水 温	アルコール温度計
	p H	比色法*
有機物	COD ²⁾	Standard Methods(1975)に準拠
	S S	グラスファイバーフィルター法*
生物量	検 鏡	Nikon透過型微分干渉検眼鏡使用
	従属栄養性細菌	桜井培地を用いた平板法(20℃7日間培養)*
	クロロフィルa	UNESCO/S法*
生物活性	酸素消費速度・光合成活性	DO濃度を用いた明暗ビン法(明ビン:5000 lux, 温度20 or 25℃)(DO濃度はウインカラー・化ナトリウム変法)
栄養塩類	NH ₄ ⁺ -N	インドフェノール法**
	NO ₂ ⁻ -N	Niチナル・エレンツァー・アミナル・アミナル酸法**
	NO ₃ ⁻ -N	フェノールジスルホン酸法*
	T-N ¹⁾	アルカリ性過硫酸カリウム分解後紫外吸収光度法(環境庁告示59号)
	T-P ¹⁾	酸性過硫酸カリウム分解後モリブデン青法(環境告示第59号)
	PO ₄ ³⁻ -P	L-アスコルビン酸を用いたモリブデン青法(水の分析)

* 上水試験方法(1978年版) ** 下水試験方法(1974年版)

- 1) 未ろ過試料とろ過試料(0.45 μm メンブレンフィルター使用)とも測定
- 2) Run1~6では手分析にて測定、Run7以降ではアメリカ、テクニコン社製自動分析装置にて測定

表 3 5 微生物の活性把握実験 (水温25℃)

目 的	実験 No.	採水場所 日時	サンプル 系 数	初期優占生物種 Algae Zooplankton	試料作成方法
バクテリアの活性把握	No.1	近江大橋 '83 12/23	Ispm 16	— —	ネットサンプリングをオートクレーブで熱処理
動物プランクトンと植物プランクトンの活性把握	No.2	洗 堰 '83 10/13	II 4 III 4	Staurastrum Naupilus Pediastrum Keratella Fragilaria	ネットサンプリングをDOビンに密封冷却し動物プランクトン殺生の後湖水で希釈 …系II
	No.3	琵琶湖大橋 '83 10/13	II 4 III 4	Staurastrum Keratella Pediastrum Brachionus Spondylosium	ネットサンプリングを湖水で希釈 …系III
	No.4	近江大橋 '83 10/17	II 2 III 2	Staurastrum Keratella Pediastrum Brachionus Fragilaria	
	No.5	酸化池 '83 10/28	II 3 III 1	Microcystis Bosmina	藻類の沈降、動物プランクトンの走行性を利用し分離。

Run 6以降は20℃)でのDO減少速度を示し、有機物の分解性を表わすとともに、対応する水温での有機物の減少速度を推定できる意義をもっている。これに対し、光合成活性は一定の温度(25℃(Run 1~5), 20℃(Run 6~12))、照度(5000 lux)下での総生産速度であり、試料中の植物プランクトンの活性量(生きた植物プランクトン現存量)を表記すると考えて測定した。また、Run 7以降ではCOD_{Cr}(以後

CODと略す)は米国テクニコン社製のCOD測定装置で測定したが、換算係数²¹⁾1.39を用いてRun 1~6と同じ手分析COD(Standard Methods)に換算した。手分析COD法は多くの有機物で分解率が90%以上と高く²²⁾、TODとほぼ同等に扱いうる。さらにRun 1, 3, 6, 8では、分解に伴う有機物組成変化の把握のため、フルイとろ紙(限外ろ紙, メンブランろ紙; 表2-8)を用いた粒径による分画を試みた。

第3節 バクテリアによる有機物分解過程の特徴

本節では、生物群がバクテリアのみの系Is, Ip, Imの実験結果を用いてバクテリアによる有機物分解過程の特徴把握を行なう。経時変化のデータから生物・水質の相互関連を検討し、組成・収率などバクテリアの基本特性を考察する。本節ではとくにことわりのない限り、水温25℃(Run 1~5)か20℃(Run 6以降)での実験結果を用いる。

3.3.1 バクテリアのみの系での水質変化特性

(1) 水質変化の概要

図3-4(a)~(e)に有機物量, 生菌数(従属栄養細菌数, 桜井培地20℃7日間培養)酸素消費速度の経時変化の例を示す。なお、図中の曲線は第5節で行なうシミュレーションの結果である。ここで、(a)は酸化池水をろ過したもの、(b)は琵琶湖南湖ろ液を減圧濃縮(40℃)で約3倍に濃縮したもの、(c)~(e)はネットサンプル(プランクトンネットで浮遊物を濃縮)を凍結融解したもの(この処理で動植物プランクトンは不活性化するが、バクテリアの1/3は生存。浮遊性有機物の1~2割は溶解性化)を元試料としている。そのため、各実験は対応する現象が異なり、(b)は分解しにくい有機物が主体と考えられる通常の湖沼での過程を、

(c)~(e)は動・植物プランクトンの死骸や老廃物に対するバクテリアの作用を表わしている。ただし、通常の自然の系ではこのように大量な有機物が一度に与えられることはない。さらに(a)は、この死骸や排泄物が蓄積しやすい水域の反応と考えられる。

まず図(b)より、通常の富栄養化水の溶解性有機物はきわめて分解されにくいことがわかる。その分解率は暗条件20日で約10%、72日で13%程度にとどまる。その間にSS量は若干増大するが、P-CODの変化は明確ではない。バクテリア数は暗条件後数日間で数倍に増加し、その後減少して10日目以降では初期値以下となるが、20日目以降も 10^3 個/㎖台に維持されている。酸素消費速度(=バクテリアの呼吸速度)は初期に $0.03 \text{ mgO}_2/\text{g} \cdot \text{hr}$ とやや大きく、その後は小さな値であった。

これに対して、(c)~(e)ではCOD, 生菌数, 呼吸速度ともその増減の変化が著しい。主要基質が溶解性の(e)では、溶解性COD(S-COD)は初期5日以内に1/5程度となり、その後はゆっくりと減少した。これに対応して浮遊性COD(P-COD)が 15 mg/g 程度まで増加したが、その後やや減少した。生菌数は、P-CODよりさらに激しく変化し、初期の 10^5 個/㎖から2日後に 10^7 個/㎖のオーダとなった後、急激に減少し、十数

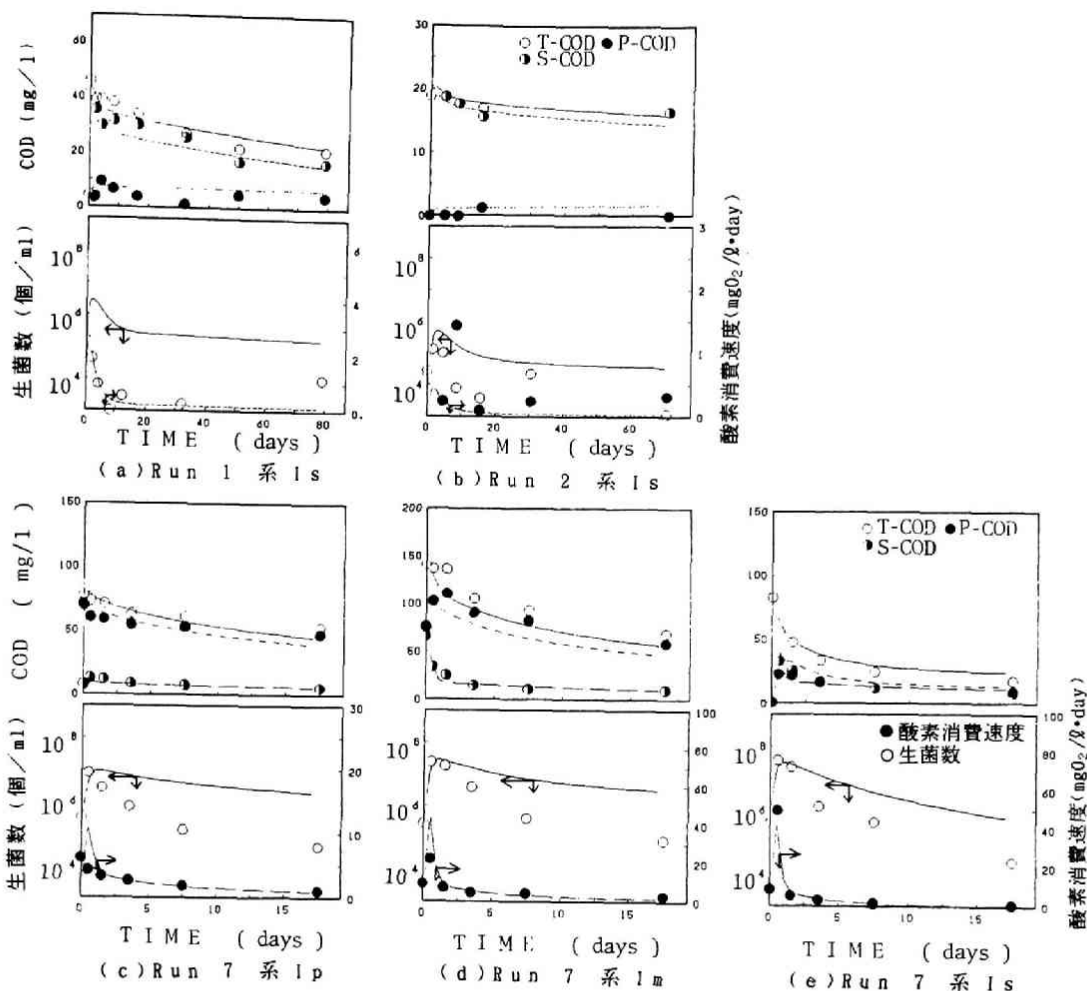
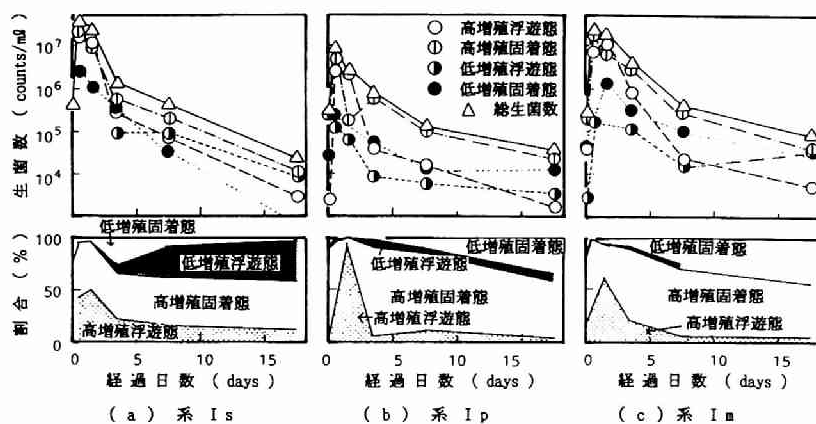


図 3 4 バクテリアのみの系での水質変化 (Run 1, 3, 7 ; 図中の曲線はシミュレーション値)

日後にはピーク時の1000分の1となった。呼吸速度も初期1日までは大きい、その後は急激に減少した。これに比べると同じ実験でも浮遊性成分を主要基質とした(c)や両者を含む(d)では、その変化がゆるやかであった。バクテリアにとって浮遊性基質は溶解性基質に比べ分解しにくい、逆にその増殖が抑制され、急速な基質の枯渇は生じず、そのためピーク後の減衰はゆるやかになると考えられる。なお(d)でも最終的に初期の1/5程度のS-CODが残存した。この程度の部分はかなり分解性が

悪いと考えられる。同実験(Run 7)では、各基質濃度を変化させて、その効果を調べたが、生菌数の変化パターンは各ケースでほとんど差がなかった。(a)の酸化池水は(b)と(c)~(e)の中間的な変化であった。

これらの実験より、富栄養化水中に分解容易な有機物が存在する場合にはバクテリアは盛んに摂取・無機化を行なうが、通常そのような有機物はすでに消失し、分解性のきわめて悪いものが主体となっていることが示される。一方、酸化池のように藻類が大増殖する(原



タイプ	形質	算出式
高増殖浮遊態	8 μ m以下, 3日以内にコロニー発現	S_0
低増殖浮遊態	8 μ m以下, 3日以降7日の間にコロニー発現	$S_7 - S_0$
高増殖固着態	8 μ m以上の浮遊物に固着, 3日以内にコロニー発現	$T_0 - S_0$
低増殖固着態	8 μ m以上の浮遊物に固着, 3日以降7日以内にコロニー発現	$T_7 - S_7 - T_0 + S_0$

T_0, T_7, S_0, S_7 : コロニー計数値(counts/mL) T_0, T_7 : 未ろ過試料3,7日後計数
 S_0, S_7 : ろ過試料3,7日後計数

図 3 - 5 バクテリアのタイプ別経時変化 (Run 7)

水はChl.aで約300 μ g/L) 場所では、易分解の有機物が藻類等から多量に放出されるためそれらが比較的蓄積しやすいと考えられる。

ところでRun 6~9では、未ろ過試料と8 μ mのメンブランろ紙(ミリポアSC)ろ液の両方で桜井培地を用い、平板法で各々3日めと7日めに生菌数を計数した。そのため浮遊態(8 μ m以下)か固着態(8 μ m以上;デトリタス等に付着)か、あるいは高増殖性(3日以内にコロニー発現)か低増殖性(3日目以降,7日目までに発現)かの、バクテリアの特性に関する情報が得られ、図3-5の4タイプにバクテリアを類別できた。同図に、その経時変化の例(図3-4(c)~(e)に対応)を示す。このケースも含め一連のバクテリアのタイプ別経時変化の結果から一般的傾向として、①基質摂取でバクテリア総数がピークとなる時あるいはその前後に、高増殖性浮遊態のものが全体の50~90%を占め優占的となるが、その後の1~2日後には逆に高増殖性固着態タイプの割合が増大

し、70~90%程度を占める。②低増殖性のバクテリアは、分解速度が小さくなる実験開始後10日以降に徐々に割合を増す。ただし低増殖性浮遊態の割合は極端に高くなり、30%を超えることはほとんどないことが示された。

一時的に生物死骸や排泄物由来の有機物が増加する分解過程では、高増殖タイプのバクテリアの活動が重要であると示唆される。

(2) 有機物の減少速度

基質の減少は、元来活性のあるバクテリア数の影響を受けるものであるが、実際のCODは図3-4のように一次反応的に減衰した。そこでその片対数紙上の傾きから一次反応の速度定数を求め、各ケース・各成分での分解性の大きさを比較した。以後、これを減少速度定数と呼ぶ。結果を表3-7に示す。途中でその傾きが変化するものは、後半での傾きも求めた。

まず、凍結融解処理サンプル(Run 6~9)の結果に注目する。S-CODの初期減少速度定数は、

表3-7 系 I の減少速度定数 (day^{-1} ; 10底)

Run 系	水温 ℃	T-COD		P-COD		S-COD	
		1段目	2段目	1段目	2段目	1段目	2段目
1 Is	25	0.0062	—	—	—	0.0351	0.0039
Is		0.0050	—	—	—	0.0057	—
2 Is		0.0030	—	—	—	0.0043	—
Is		0.0019	—	—	—	0.0026	—
3 Is	20	0.0030	—	—	—	0.0016	—
Is		0.011	—	—	—	0.0035	—
Im		0.0198	0.0046	0.0204	0.0049	—	—
6 Ip		0.0204	0.0049	0.0190	0.0029	—	—
Is	20	0.0254	0.0059	—	—	0.020	0.0059
Im		0.109	0.0080	—	—	0.260	0.0048
Im		0.0833	0.0091	—	—	0.273	0.0042
Im		0.0371	0.0132	—	—	0.322	0.0119
Ip		0.099	0.0062	0.0062*	—	—	—
7 Ip		0.0296	0.0089	0.0089*	—	—	—
Ip		0.0242	0.0061	0.0065*	—	—	—
Is		0.180	0.0080	—	—	0.300	0.0089
Is		0.265	0.0091	—	—	0.305	0.0100
Is		0.196	0.0132	—	—	0.324	0.017
Im		0.169	0.0080	—	—	0.595	0.0141
Im		0.141	0.0055	—	—	0.494	0.0086
Im		0.066	0.0115	—	—	0.206	0.0079
Im		0.032	0.0144	—	—	0.099	0.0303
Ip	30	0.0139	—	0.0179*	—	—	—
Ip		0.0112	—	0.0127*	—	—	—
8 Ip		0.0083	—	0.0083*	—	—	—
Ip		0.0056	—	0.0050*	—	—	—
Is		0.309	0.0085	—	—	0.630	0.0058
Is		0.272	0.0200	—	—	0.451	0.0150
Is		0.137	0.0073	—	—	0.292	0.0168
Is		0.047	0.0206	—	—	0.097	0.0270
Im		0.074	0.0061	—	—	0.116	0.0073
9 Ip		0.035	0.0032	0.042	0.0036	—	—
Is		0.105	0.0043	—	—	0.112	0.0056

* ; ごく初期のデータを除いて求めた値。

初期S-COD濃度が20 mg/ℓ以下と低いRun 6以外は、系Im, Isとも $0.1 \sim 0.3 \text{ day}^{-1}$ (20℃, 10底) となり、系IpのP-CODの $0.006 \sim 0.042 \text{ day}^{-1}$ に比べはるかに大きく、溶解性基質が固形性に比べ分解しやすいことが示される。ただし、S-CODの減少速度定数が大きい期間は短く、実験開始5日以降は各ケースとも $0.005 \sim 0.017 \text{ day}^{-1}$ と低下し、分解性の悪い有機物が残存する。一方、実際の湖沼水や酸化池水のろ液を用いたRun 1~4では、Run 1のS-CODの 0.035 day^{-1} が最高で、他は 0.01 day^{-1} 以下のきわめて小さい値を示した。従来^{8, 10-19)}で示されている $0.002 \sim 0.02 \text{ day}^{-1}$ と同等の範囲と考えられる。

ところで、従来の文献^{4, 5, 9, 11, 12, 14)}でも

表3-8 易分解難・分解成分比率と減少速度定数

基 質	Run	系	水温 ℃	易分解性成分		難分解性成分		易分解 の比率 (%)
				L ₁ mg/ℓ	k ₁ day ⁻¹	L ₂ mg/ℓ	k ₂ day ⁻¹	
溶 解 性	1	Is	25	8.1	0.21	33.2	0.0039	19.6
	2			0.	—	5.9	0.0057	0.
				0.	—	5.8	0.0043	0.
				0.	—	5.4	0.0026	0.
	3			0.	—	7.5	0.0016	0.
				0.	—	18.8	0.0035	0.
	6	20	5.8	0.050	10.	0.0043	36.7	
	7		18.5	0.76	5.2	0.0055	66.8	
			44.	0.65	11.7	0.0060	79.0	
			50.	0.36	22.5	0.0152	69.0	
			Im	20.	0.53	11.0	0.0049	64.5
				32.	0.47	11.3	0.0031	73.9
		66.		0.35	16.5	0.0030	80.0	
	8	Is	30	1.10	—	0.0046	—	
			25	73.	0.80	18.	0.0101	80.2
			20	0.40	—	0.0027	—	
			10	0.14	—	0.0028	—	
		Im	30	1.24	—	0.0063	—	
			25	60.	0.89	17.	0.0045	77.9
20	0.57	—	0.0058	—				
	10	0.18	—	0.0041	—			
9	Im	20	4.5	0.29	7.4	0.0073	37.8	
Is	2.32		0.46	7.5	0.0056	23.6		
	17.		0.048	20.	0.0027	46.0		
7	Ip		3.	0.48	18.4	0.0052	14.0	
			4.5	0.37	39.	0.0079	10.3	
			13.	0.55	57.	0.0042	18.6	
		30	13.	0.36	49.	0.0081	21.0	
8	25	18.	0.13	44.	0.0042	29.0		
	20	0.	—	62.	0.0083	0.0		
	10	0.	—	62.	0.0050	0.0		
	9	20	4.06	0.24	21.3	0.0036	16.0	

報告されるように、多くの実験で基質の減少速度定数が時間とともに低下した。その理由として、減少速度定数の異なる複数のCOD成分で構成されていることが考えられる。そこで、有機物は難分解のものと易分解のものと2種類より構成され、各々が一次反応で減少すると仮定して、それらの濃度と減少速度定数の算出を試みた。そのため、各Run、ケースごとにCOD値を片対数紙上にプロットし、後半のデータの傾きから難分解性成分の減少速度定数を求め、さらにその直線のY軸上での値から初期濃度を推定した。一方、易分解性成分は、これによって計算される難分解成分の濃度と実測データとの差を片対数紙上にとり、その

初期値と傾きとから各々の値を求めた。表3-8は、得られた易分解性成分、難分解性成分各々の初期濃度と減少速度定数とをまとめたもので、初期濃度中の易分解性成分の比率もあわせて示した。また、図3-6には両成分それぞれの減少速度定数を、対数正規確率紙上にプロットした。

表より、凍結融解処理で生じる成分中易分解性有機物の割合は、S-CODでは約70~80%ときわめて大きい、P-CODではほぼ30%以下と小さいことが示された。しかし、易分解成分、難分解成分の減少速度定数は、各々0.4~0.8、

0.003~0.006 day^{-1} の範囲と、P-COD, S-CODとも比較的類似していた。図3-4のグラフや表3-7の初期減少速度定数値の差でみられた試料による分解性の違いは、結局両成分の比率の相違によるものと解釈することができる。そして、通常の富栄養化水域では動・植物プランクトンの死滅等で生じる易分解な成分はすでに無機化されているため、残存物の分解速度はきわめて小さいと理解できる。表3-7の減少速度定数は、これらの平均化された値を表現しており、易分解性の割合の高い場合（ただし最大でも30%）は0.1~0.3 day^{-1} と高い値を示すが、ほとんどない場合は難分解性有機物と同レベルの0.003 day^{-1} 前後の値となることがわかる。減少速度定数には温度の効果が大きい、その点は別項で解析する。この分解過程で浮遊物中のN, P含有率は低下し、Run 6の系Ipでは初期に228:100:6.5:0.65であったSS:P-COD:P.Org-N:P-P比が、71日後333:100:4.0:0.34になった。

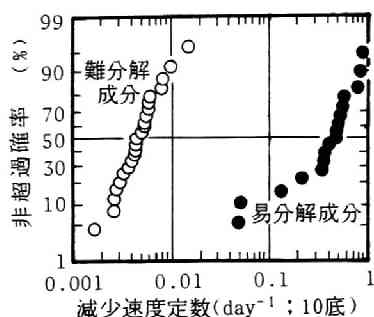


図3-6 減少速度定数のThomas Plot(20, 25℃)

(3) 分解に伴う有機物の質変化

富栄養化水が分解速度の異なる有機物で構

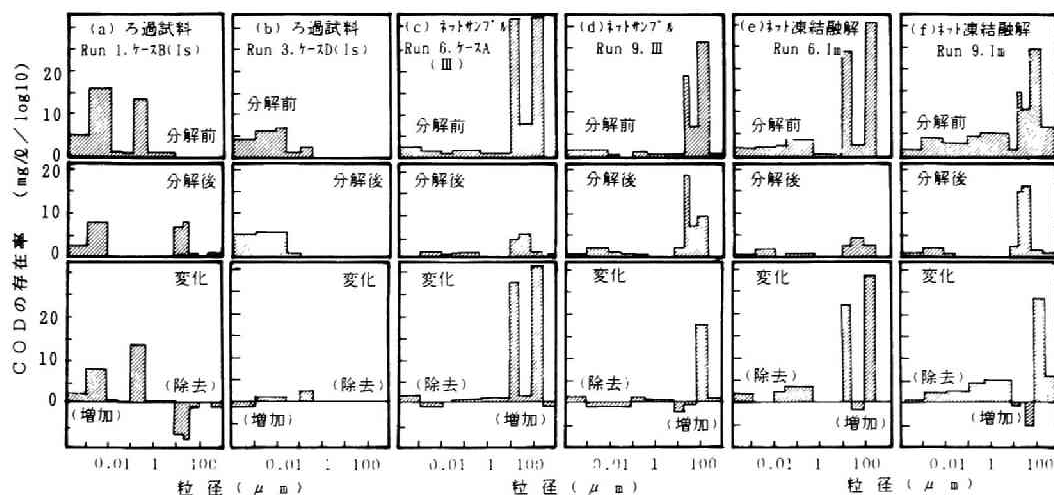


図 3 - 7 富栄養化水の暗条件下でのCOD粒径分布の経時変化
(図は面積が濃度に対応)

凡例
(20mg/L)

成されていることが明らかとなったので、Run 1, 3, 6, 9では分画分析を実施し、その成分を検討した。図3-7に分解前後でのCODの粒径分布変化の例を示す。図はその面積が濃度に対応するように描いてある。

図3-7(a)(b)に注目する。同図は図3-4の(a)(b)のケースに対応している。酸化池水では各粒径とも分解後濃度が半分以下に減少したが、南湖水ではほとんど減少しなかった。その他のケースを含めろ過試料では0.1~0.45 μm の有機物は著しく減少した。また分解後増大する画群はなく、溶解性有機物では一つの画群から他の画群への質変化はあまり考慮する必要はないと考えられる。

図3-7(e)(f)は凍結融解サンプルでの実験結果である。凍結融解処理で、8 μm 以下の割合が増大し、明確なピークのない分布形となった。しかし分解後は、1.1~9.4nmと8~250 μm の2ヶ所にピークをもつパターンに変化した。この実験との比較のため、同試料の凍結融解処理前の植物プランクトン自体の変化を図3-7(c)(d)に示す。これらでは浮遊性部分(0.45 μm 以上)の変化が顕著で、74~250 μm の粒径の有機物は50~95%と大きく減少した。なお、浮遊性成分の平均減少率は、CODでは約40~75%だが、Chl. aでは90%以上であり、浮遊物は分解過程で微細化し、藻類主体の構成からその遺骸を含む細菌フロックに変化した。一方、溶解性部分では1.1~9.4nm(分子量500~20万)の成分が増大し、しかも各々の凍結融解試料の場合と、そのパターンがきわめて類似していた。このことより藻体中の粒径1.1~9.4nmの有機物は、分解されにくく、藻類の排泄や死滅の過程で水中に放出されるが、水中に蓄積されやすいことが推定される。前節で有機物の存在率が低いことを示した0.1~8 μm の画群は、全実験を通じて減少が著しく、その低存在率の理由が好氣的処理による速やかな減少であることが示された。

図3-8では分解前後での有機物中の炭水化物

・アミノ酸・タン白質の割合を炭素ベースで示した。各成分の炭素量換算は、グルコース・グルタミン酸・アルブミンの実測TOC値を用いた。分解前の試料では炭水化物が15~40%、アミノ酸が3~8%、タン白質が20~35%程度含まれ、これらが全体の半分以上の割合を占めたが、分解後には約20~50%（ケースAのろ過試料以外、このケースはTOC濃度が他に比べ著しく低い）に減少した。有機物の生分解性は表3-9に示すように、 BOD_5/COD 比で分解前では0.3~0.67（ネットサンプルの溶解性を除く）であったが、分解後は0.07~0.17と大きく減少した。一方、溶解性部分の $\text{E}_{280}/\text{COD}$ 比は、分解前には $4\sim5\times 10^{-3}$ （-/（mg/L））であったが、

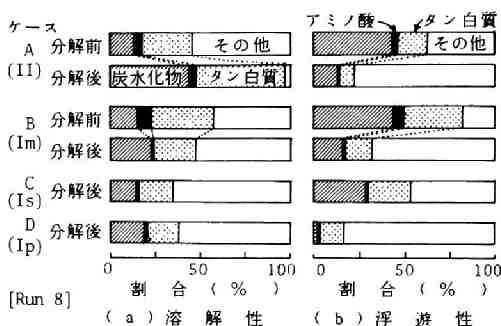


図3-8 TOCに占める各成分の割合(Run9)

表3-9 分解前後での $\text{E}_{280}/\text{COD}$, BOD_5/COD 比変化

比	Run ケース	系	溶 解 性		浮 遊 性	
			分解前	分解後	分解前	分解後
$\frac{\text{E}_{280}}{\text{COD}}$ (-/mg/L) $\times 10^{-3}$	1 A	III	4.40	8.46	6.86	6.83
	B	I	—	8.93	—	5.56
	A	II	4.12	4.32	2.15	3.94
	3 B	II	4.48	4.42	2.62	3.65
	C	Is	5.08	3.00	—	—
	D	Is	4.17	4.05	—	—
	A	III	4.36	6.37	5.56	5.78
	9 B	Im	4.90	7.73	10.14	7.09
	C	Ip	—	7.52	—	6.00
	D	Is	—	5.78	—	7.07
$\frac{\text{BOD}_5}{\text{COD}}$ (—)	A	III	0.064	0.167	0.290	0.067
	9 B	Im	0.673	0.170	0.300	0.078
	C	Ip	—	0.118	—	0.068
	D	Is	—	0.100	—	0.151

分解後に $4\sim9\times10^{-3}$ (-(mg/L))と増加傾向を示した。一般に難分解性成分の E_{250}/COD 比は、易分解成分に比べ大きいといわれる⁽⁸⁾。

以上まとめると、数十日の分解で $0.1\sim8\mu\text{m}$ と $74\sim980\mu\text{m}$ の有機物は初期の5~50%まで減少するが、藻類の死滅や排泄で放出される $1.1\sim9.4\text{nm}$ の有機物はバクテリアによって分解されにくく、水中に残存する。この成分は、炭水化物・アミノ酸・タンパク質として計測されにくく、 E_{250}/COD 比の高いものである。

3.3.2 バクテリアの増殖特性

(1) 組成と収率

系Isの実験(Run 7,8)では、初期のP-CODの増大は主にバクテリアによると考えられる。そこで、生菌数がピークとなるまでのP-COD、生菌数(7日後計数値)各々の増分を求め、図3-9にプロットした。その結果、バラツキはあるが単位生菌数当りのCOD値として、 $3\sim10\times10^{-10}\text{mgCOD}/\text{個}$ の範囲が得られた。従来の研究⁽²³⁻²⁹⁾では表3-10に示すように $0.3\sim5\times10^{-10}\text{mgCOD}/\text{細胞}$ の値が報告されている。これと比較すると本研究の値はやや高めだが、これは、本実験では菌数を平板法による生菌(従属栄養細菌)数で計測したため、実際の全菌数よりは小さいこと⁽²⁵⁾、およびこのCODにはバクテリ

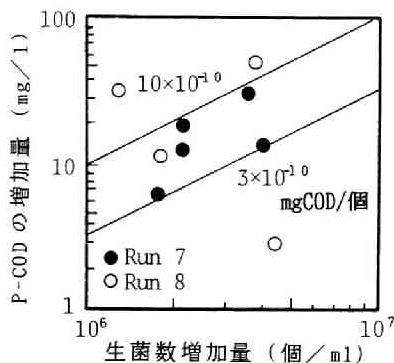


図3-9 生菌数の増加量とP-CODの増加量

アだけでなくその周辺に付着した老廃物等の有機物も含むためと考えられる。したがって、この値は1菌体のCOD量ではなく、生菌数からバクテリアに関連する有機物量を推定する換算値と考えることができる。

バクテリアの増殖で、S-CODの減少とP-CODの増加が起き、この変化からバクテリアの基質摂取時の収率を算出できる。結果を図3-10に示す。バクテリアの自己分解等の影響を少

表3-10 バクテリアの組成換算値⁽²³⁻²⁹⁾

(バクテリア1cell当り)		文献
炭素量または乾重量	COD値*(mg/cell)	
$0.1\times10^{-10}\text{mgC}/\text{cell}$	0.30×10^{-10}	23
$0.2\times10^{-10}\text{mgC}/\text{cell}$	0.56×10^{-10}	24
$0.25\times10^{-10}\text{mgC}/\text{cell}$	0.70×10^{-10}	25
$0.47\times10^{-10}\text{mgC}/\text{cell}$	1.31×10^{-10}	26
$2\times10^{-10}\text{mgdw}/\text{cell}$ (大腸菌)	2.96×10^{-10}	27
$0.38\sim3.14\times10^{-10}\text{mgdw}/\text{cell}$	$0.56\sim4.65\times10^{-10}$	28
$3.14\times10^{-10}\text{mgd.w.}/\text{cell}$	4.65×10^{-10}	29

*)CODへの換算は、バクテリア組成を $\text{C}_{11.8}\text{H}_{17.0}\text{O}_{5.1}\text{N}_{1.7}\text{P}$ (Helmerの式)⁽²⁹⁾として換算(COD:d.w.:C:N:P=148:100:53.0:8.9:1.2)。ただしCODは分解率100%として算出。

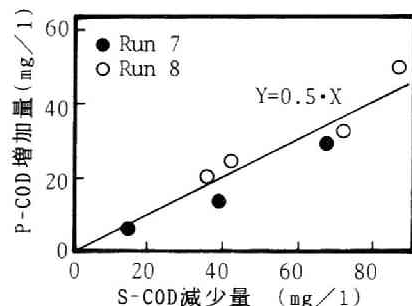


図3-10 対数増殖期のS, P-CODの挙動

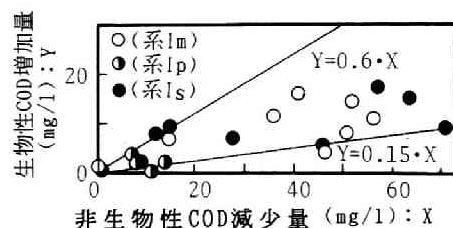


図3-11 非生物COD減少量と生物性COD増加量

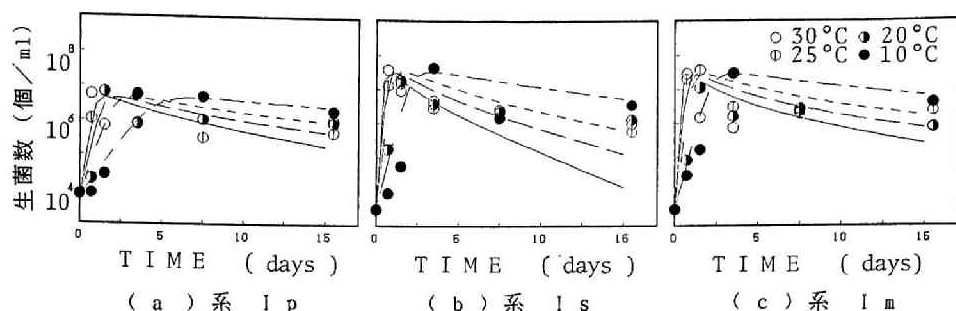


図 3 12 バクテリアの増殖に及ぼす温度の効果 (図中の曲線はシミュレーション値)

なくするため、ここでも、系Isの試料での急激な増殖期を解析対象とした。これより、収率は、ほぼ0.5であることが示される。一方、基質に浮遊性有機物を含む系Ip, Imの試料では、上記バクテリアの組成COD値からそれを $4.0 \times 10^{-10} \text{ mgCOD/個}$ として、生菌数から生物性(バクテリア性)CODを算出し、それをT-CODから差し引いて基質量(非生物性COD)を推定した。図3-11にはバクテリア数ピークまでのデータを用いて、この生物性CODおよび非生物性CODの変化量を示した。この場合は、換算値自体が影響するため、その収率(生物性CODの増加量/非生物性CODの減少量)は0.15~0.6の範囲とバラつくが、同図からも平均的な収率はおよそ0.5程度であると判断できる。なお、ピークまでの日数は約0.5-1.5日であり、収率値算出における自己分解の影響は大きくないと予想される。

(2) 最大比増殖速度

温度を変化させたRun 8では、図3-12のように生菌数は培養初期、指数的に増大した。そこで対数増殖期とみなしうる区間の測定データに最小自乗法を適用しバクテリアの最大比増殖速度定数を求めた。結果を図3-13に示す。基質の種類で最大比増殖速度定数に差があり、系Isの方が各温度が系Ipより約1.3~1.6倍ほど大きい。これは先の表3-8にも示したように系Isでは、系Ipに比べ、易分解の成分の割合

が大きく、基質が摂取されやすいことによるものと推測される。両基質の混合系Imでは、両者の中間というよりはむしろ、系Isの値に近かった。水温20~25°Cでの最大比増殖速度定数値をe底で表すと $0.2 \sim 0.5 \text{ hr}^{-1}$ であり、*E. coli*($2.42 \sim 2.69 \text{ hr}^{-1}$)³⁰⁾に比べれば低い。活性汚泥混合系での他栄養細菌の増殖速度³⁰⁾($0.08 \sim 0.3 \text{ hr}^{-1}$)に比べるとほぼ同じかやや大きい。また、最大比増殖速度定数は温度と片対数紙上で直線関係が存在し、図中の関係式が得られた。増殖に対する温度効果は温度係数 θ の範囲が1.080~1.086と3つの系ではほぼ同じである。一般に活性汚泥に対する温度係数は1.05前後³¹⁾であり、それに比べるとやや温度の効果は大きかった。

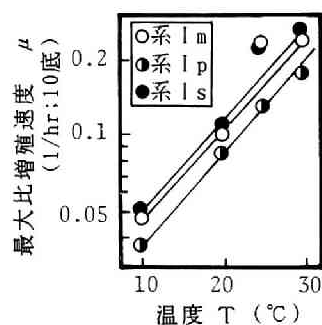


図3-13 最大増殖速度と温度との関係

$$\begin{aligned} \text{系Im} \quad \mu_m &= 0.113 \cdot (1.082)^{T-20} \\ \text{系Is} \quad \mu_s &= 0.117 \cdot (1.086)^{T-20} \\ \text{系Ip} \quad \mu_p &= 0.082 \cdot (1.080)^{T-20} \end{aligned}$$

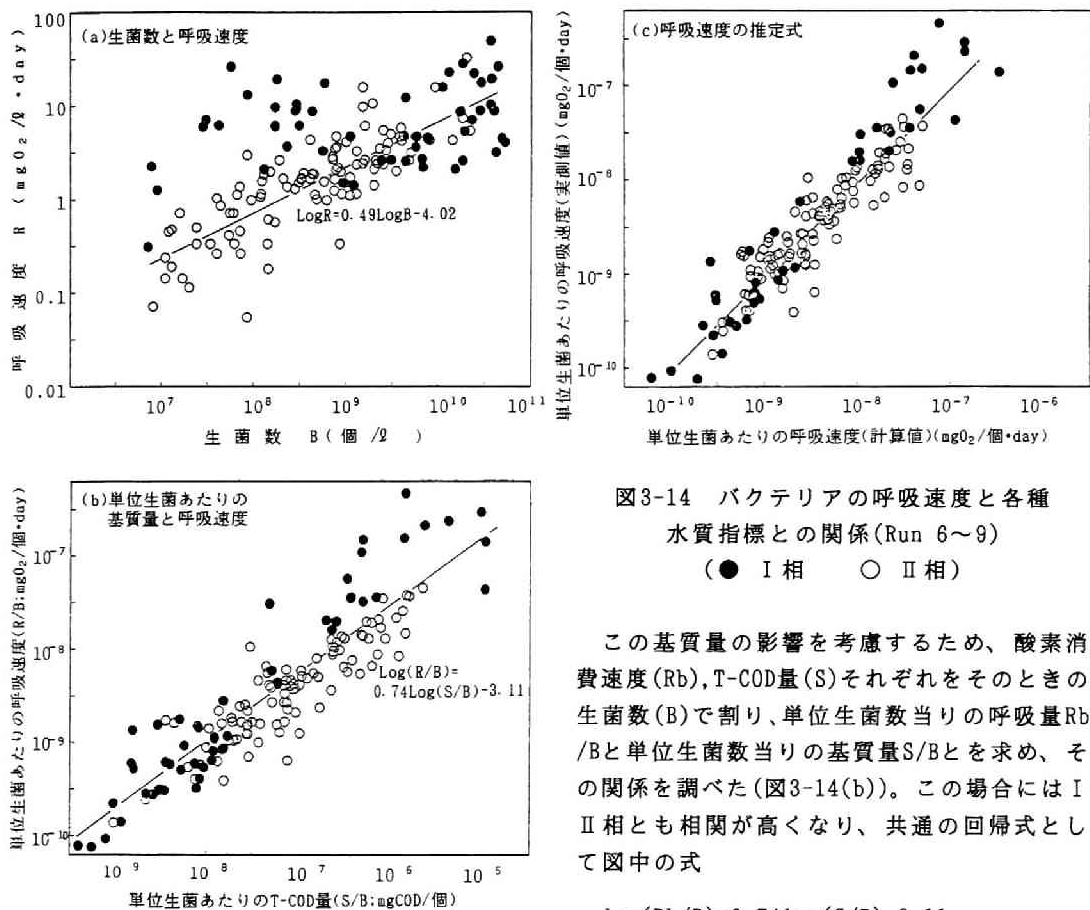


図3-14 バクテリアの呼吸速度と各種水質指標との関係(Run 6~9)
(● I 相 ○ II 相)

この基質量の影響を考慮するため、酸素消費速度(R_b)、T-COD量(S)それぞれをそのときの生菌数(B)で割り、単位生菌数当りの呼吸量 R_b/B と単位生菌数当りの基質量 S/B とを求め、その関係を調べた(図3-14(b))。この場合にはI、II相とも相関が高くなり、共通の回帰式として図中の式

$$\log(R_b/B) = 0.74 \log(S/B) - 3.11$$

(3) バクテリアの呼吸速度

系Is, Im, Ipの酸素消費速度はバクテリアの呼吸速度を表している。この呼吸速度への影響因子を調べる目的で、図3-14(a)に生菌数(7日後計数値)との関係をプロットした。図のように生菌数の増大で呼吸速度も増加傾向を示すが、バラツキも大きく、呼吸速度は必ずしも生菌数だけで規定されていないようである。そこでバクテリア数がピークとなるまで(I相)とそれ以降(II相)とでプロットの種類を変えて検討すると、I相のデータの多くはII相のデータの上に大きく分散して位置した。すなわち、呼吸速度には基質も大きく影響していると考えられる。

が得られた。ただI相のデータがII相の上方に位置するなど、細菌の状態・基質の特性が若干残っているが、通常の自然の系ではI相のようなバクテリアの急増殖はきわめてまれであるため、この式で呼吸速度は十分推定できるとみなされる。

さらに S/B に加え、細菌の状態・基質の特性を考慮する意味で、それぞれ(高増殖性細菌数)/(低増殖性細菌数)比 α_b と $S\text{-COD}/P\text{-COD}$ 比 α_s で表わし、これらで R_b/B を重回帰させた。その結果を表3-11に、相関図を図3-14(c)に示す。図(c)は(b)に比べ、I、II相のデータ間の差が低減され、相関係数も0.906から0.932へと増大している。回帰係数は、 α_b で0.19、 α_s で

表3-11 重回帰分析の結果(目的変数 $\log R_b$)

説明変数	重相関係数R	R ²	寄与率	単相関係数	偏回帰係数	標準化係数
$\log S/B$	0.910	0.829	0.829	0.910	0.808	1.030
$\log \alpha_B$	0.923	0.853	0.026	0.091	0.191	0.192
$\log \alpha_s$	0.933	0.871	0.018	0.184	0.184	0.135
(定数)					-1.54	

ただし a ; 係数値 7.8×10^{-4} (20℃),
 10.0×10^{-4} (25℃)

3.3.4 まとめ

本節では、生物相がバクテリアのみの系での実験結果に基づき、有機物分解過程に係るバクテリアの特性について考察し、以下の結果を得た。

① バクテリアは代謝容易な有機物が存在するとさかんに増殖し、数日以内にピークを迎える。その主体は高増殖性浮遊態のタイプだが、1日後には高増殖性固着態のタイプに移移する。

② 非生物性有機物の分解過程は易分解性成分と難分解性成分の2成分で説明可能であり、その減少速度定数(10底)は、多くの試料で前者は $0.3 \sim 0.6 \text{ day}^{-1}$ 、後者は $0.003 \sim 0.006 \text{ day}^{-1}$ の範囲にあり、従来の研究における初期減少速度定数値の違い ($0.002 \sim 0.02 \text{ day}^{-1}$) は両成分の割合の差によるものと考えられる。

③ バクテリアは植物プランクトン由来の有機物のうち粒径 $0.1 \sim 8 \mu\text{m}$ のものを容易に分解するが、 $1.1 \sim 9.4 \text{ nm}$ のものは分解されにくく、水中に残存する。この成分は、炭水化物・アミノ酸・タンパク質として計測されにくく、 B_{200}/COD 比の高いものである。

④ 湖沼水中バクテリアの増殖時の、生菌(桜井培地で20℃, 7日培養)あたりのCOD値は $3 \sim 10 \times 10^{-10} \text{ mgCOD/個}$ 、収率は0.5であった。

⑤ 同バクテリアの最大比増殖速度定数(k ; 10底(hr^{-1}))は、温度20℃で浮遊性の有機物を基質とする場合 0.083 hr^{-1} 、溶解性の有機物を基質とする場合、 0.12 hr^{-1} であり、その温度係数 θ は1.09であった。

⑥ バクテリアの呼吸速度 $R_b(\text{mgO}_2/\text{g} \cdot \text{hr})$ は、生菌数 $B(\text{個}/\text{g})$ と T-COD濃度 $S(\text{mg}/\text{g})$ によって $R_b = a \cdot B \cdot (S/B)^{3/4}$ (a は係数値; 7.8×10^{-4} (20℃), 10.0×10^{-4} (25℃)) の式で推定できる。

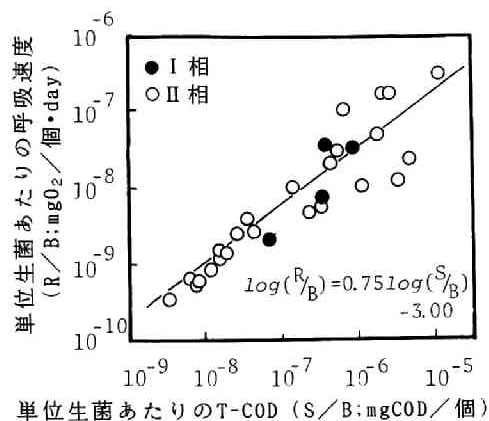


図3-15 バクテリアの呼吸速度と基質量(25℃)
 (生菌数は3日後計数値、呼吸速度は25℃測定)

0.18と小さいながらも正の値となっており、一般に高増殖性の細菌が多いほど、溶解性の有機物が多いほど呼吸速度ひいては有機物の分解性が高くなることがわかる。しかし、パラメータを増した重回帰式でも相関係数はそれほど増大せず、式の簡便さからすると、予測式としては前者で十分であると考えられる。

本式の汎用性確認のため、25℃の実験Run 3およびNo.1の結果について図3-15にプロットした。これらの実験では25℃で活性把握を行ない、生菌数は3日後の計数値で実施したが、 R_b/B と S/B とは同様に直線関係があり、傾きも図3-14(b)とほぼ同じ0.75となり、切片の値が異なるだけであった。したがって、生菌数 B (個/g) と T-COD濃度 $S(\text{mg}/\text{g})$ によって最終的なバクテリアの呼吸速度 $R_b(\text{mgO}_2/\text{g} \cdot \text{hr})$ を予測する式が以下のように得られた。

$$R_b = a \cdot B \cdot (S/B)^{3/4} \quad (3-1)$$

第4節 植物プランクトン・バクテリア系での有機物分解過程の特徴

本節では、バクテリアと植物プランクトンとの混合系Ⅱの実験結果より、その水質変化の特徴を概説し、植物プランクトンの増殖・分解にかかわる諸数値を算出し、考察する。

3.4.1 植物プランクトン・バクテリア系での水質変化特性

(1) 暗条件下における水質変化

図3-16, 17に暗条件下での系Ⅱの水質、生物量変化例を示す。なお図3-16(b)は単一藻類種の例として、(d)は動物プランクトンの作用把握の比較資料として示し、図3-17は植物プランクトンの密度効果を調べた結果である。

図3-16, 17よりChl. aや光合成活性は初期数日間に一時増大する場合もあるが、その後、

指数関数的に急速に減衰することがわかる。暗条件設定直後にChl. aや光合成活性が増大する現象は、植物プランクトンを用いた実験のうち半数以上で観察された。植物プランクトンの暗条件に対する一種の補償作用と考えられる。Chl. aと光合成活性とを比較すると、光合成活性の減少のほうが常に大きい。P-CODはChl. aのパターンと似ているが、その減少速度はChl. aよりもさらに遅い。植物プランクトンの呼吸や死滅による不活性化、Chl. aの消失、藻体の分解の順に時間遅れをもって反応が進行することを示している。

バクテリアはこの植物プランクトンの変化と関連して増減する。そのパターンは系Ⅰとよく似ているが、一般にその変化は小さく、10日目以降の減少も遅い。植物プランクトン

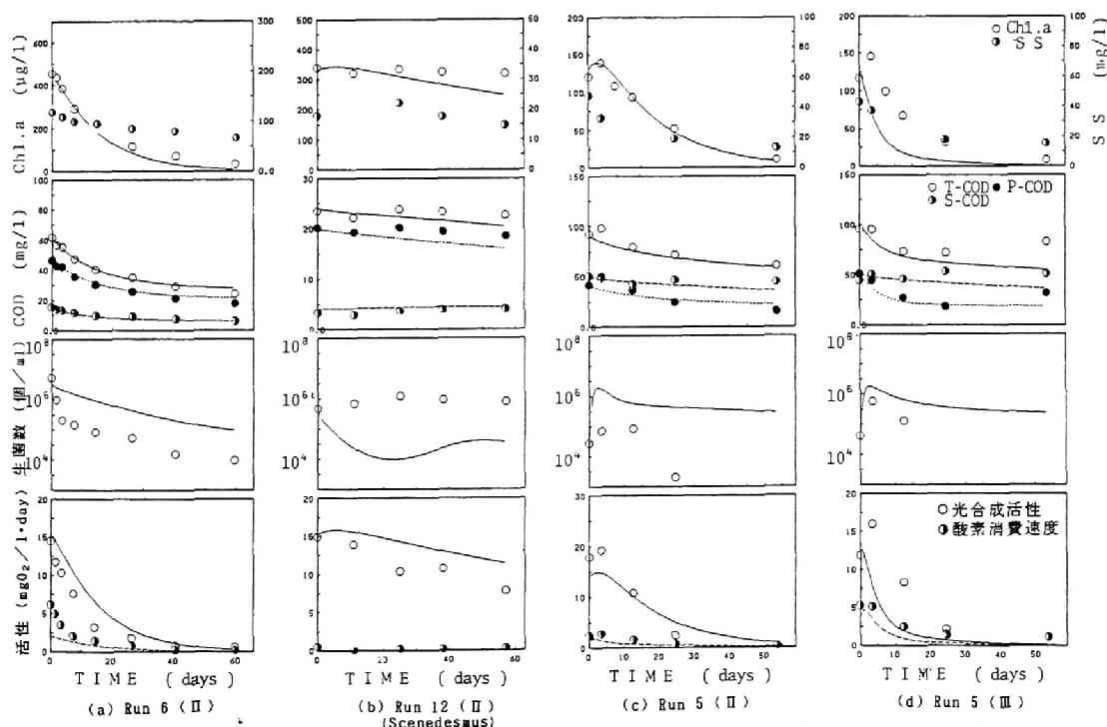


図3-16 バクテリア・植物プランクトン混合系での水質変化例（曲線はシミュレーション結果）

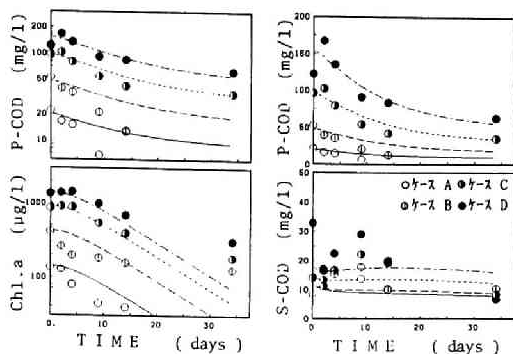


図3-17 植物プランクトンの密度効果(Run 4)
(Run 4では植物プランクトン濃度をパラメータとし、多い順にケースD, C, B, Aとした。曲線はシミュレーション値)

を含む系では、不活性化した植物プランクトンにより絶えず基質が供給され、バクテリアの大巾な減少が抑制されるためと考えられる。酸素消費速度は各ケースとも指数関数的に減少するが、系Iに比べると急激ではない。

単一藻類種(*Scenedesmus*, *Ankistrodesmus*)を用いたケースでは、(b)に示すように藻体の分解がきわめて遅く、多くの水質指標が暗条件60日間で大きな変化を示さなかった。これは、藻類を単一化する過程でバクテリアも除かれ、実験時に湖沼水を植種したものの、そのバクテリアは多様性に乏しく、その作用が十分働かなかったことも原因の1つと考えられる。なお、*Scenedesmus*自身は自己分解しにくい藻類種であることが知られている¹²⁾。

ところで、図3-17に示す藻類密度を変えたRun 4のCOD変化から興味深いことがわかった。P-CODの初期の減少速度定数は、その濃度に関係せずほぼ $2.1 \times 10^{-2} \text{ day}^{-1}$ (10底)の一定の値となり、P-CODに対する一次反応で表わせた。これは、初期のCOD減少の主要因子が植物プランクトン自身の基礎代謝による呼吸作用中心であることを意味すると考えられる。一方、各ケースともS-CODは初期の2~10日間でやや増大の傾向を示し、その後ゆるやかな減少を示している。とくにこの増加している期間は、丁度P-CODとChl. aとが大きく減少する時と対

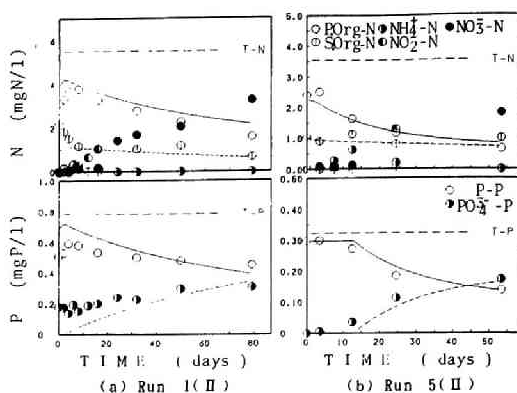


図3-18 系IIの栄養塩類の経時変化
(曲線はシミュレーション結果)

応している。このことから、植物プランクトンは、死滅する過程で溶解性有機物を放出すること、およびこの放出された溶解性有機物の多くをバクテリアは容易に分解するため、系内に多量には蓄積しないことが推定される。わかる。さきの分面試験結果(図3-7)から、この易分解の成分は粒径 $0.025-8 \mu\text{m}$ の有機物であると予想される。文献^{5, 12, 17)}でも実験初期には植物プランクトン自身は内生呼吸により溶解性有機物への分解が起こると報告されている。この部分は半田¹⁰⁾によると植物プランクトンの貯蔵性多糖体であるとされている。なお、植物プランクトンの死滅に伴う有機物の放出は長期間続くため、系IIでは酸素消費速度やバクテリア数の急激な増減はないと考えられる。

(2) 栄養塩類の回帰

植物プランクトンが死滅・分解される過程でその細胞内に保有されていた栄養塩類は水中に回帰する。図3-18(a)(b)にRun 1, 5を例として示す。栄養塩類でも浮遊部分が経時的に減少し、Nでは NH_4^+-N 、Pでは $\text{PO}_4^{3--}\text{P}$ の形で可溶化する。しかし、 NH_4^+-N では10日目以降ぐらゐから硝化反応が活発化し、 NO_2^--N , NO_3^--N へと変換され、主要無機イオンの変遷が観察さ

表3-12 系Ⅱの栄養塩回帰までの日数(日)

Run	NH ₄ ⁺ -N	NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N のみ	PO ₄ ³⁻ -P	水温
1	0	10	10	30	15	25℃
3	0	10	10	15	30	25℃
5	5	15	30	50	5	25℃
6	0	10	10	25	2	20℃

Run 4ではN,P濃度を測定せず、またRun 12では元々培養液無機態栄養塩濃度が高いため、回帰時点が不明。

れる。ただし、この無機化は必ずしもP-CODの分解と並行せず、しばしばその分解に遅れて生じた。表3-12には系Ⅱの一連の実験での栄養塩類が回帰しはじめるまでの日数を一覧表とした。表からPO₄³⁻-Pでは最大で約1ヶ月程度も回帰しないケースすら確認される。回帰遅滞の原因はよくわからないが、バクテリアと植物プランクトンとの栄養塩要求量の違いや化学凝集反応など、様々な要因が作用しているもの考えられる。

(3)明実験における水質変化

つづいて植物プランクトンを疑似日変動日射条件(以後明条件と呼ぶ)で増殖させるとともに、その試料の一部をとり、暗状態(以後暗条件と呼ぶ)として分解速度を求めたRun 13,14の結果を考察する。図3-19に明条件下での水質変化の例を示す。図で(a),(b)は栄養塩添加培地(MDM培地)に硫水ネットサンプルを少量、(c),(d)は単一培養藻類を添加した実験の結果である。

T-CODは、各ケースとも培養期間を通じて単調に増加した。Run 14ではP添加濃度を变化させて実験したが、その順(0.19, 0.29, 0.65 mgP/g)にT-CODは430, 530, 620 mg/gと大きくなったが(培養終了時、t=55日)、添加率には比例はしなかった。一方、Chl.aは急激に増加してピークを示した後、ゆるやかに減少し、P-CODとパターンが異なった。Chl.aのピーク値は、全ケースで300~500 μg/gの範囲にあ

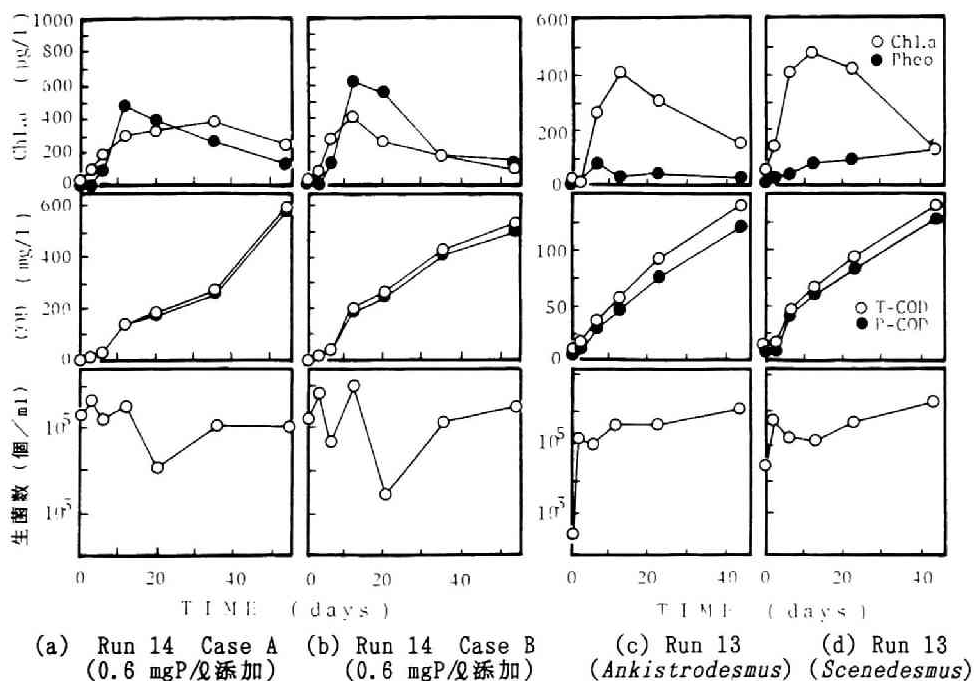


図 3 - 19 明条件における主要水質の変化

った。フェオ色素はこの変化に遅れて変動している。生菌数は、急激な変化を示さず、多くの場合 $10^4 \sim 10^6$ 個/㎖の範囲にあった。

一方、栄養塩類では図3-20のように浮遊性部分が実験開始後急速に増大し、溶解性部分すなわち初期添加の $\text{NO}_3^- \text{-N}$ と $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ はすみやかに消失した。Chl. aが増大から減少に転じるのは、栄養塩が不足する時期に相当している。

つぎにこれら明実験のサンプルの一部を暗条件にし、その挙動を調べた実験結果を考察する。図3-21に例としてRun 14のケースBの結果を示す。なお、各図は各々6, 12, 20, 35日間明条件での培養したものを元試料としている。

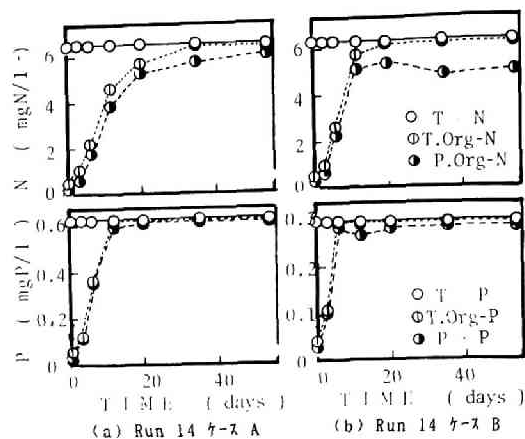


図3-20 明条件における栄養塩類の挙動

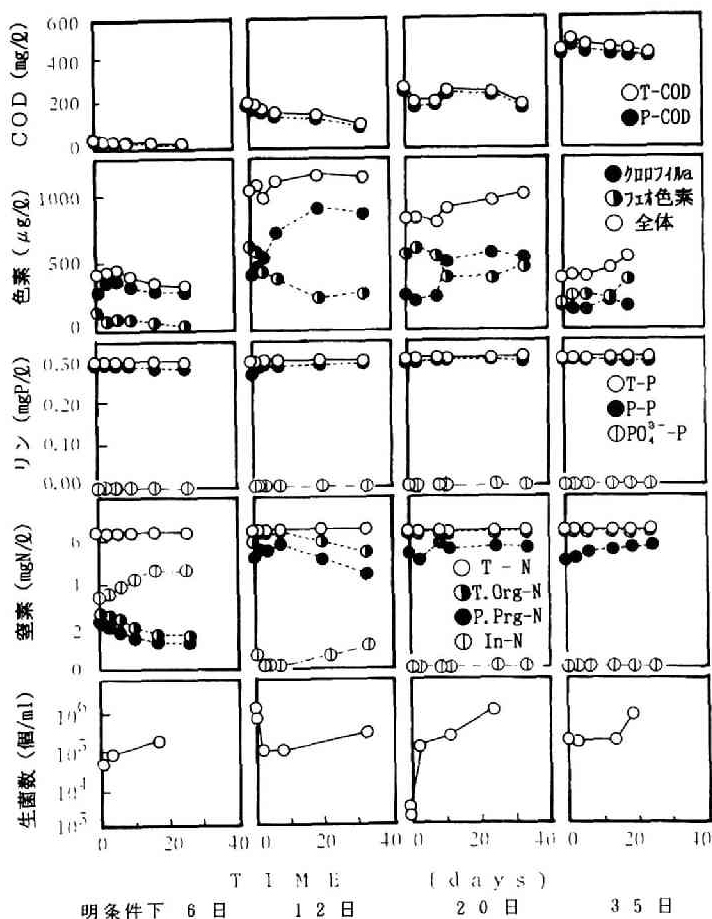


図 3 - 21 明条件サンプルの暗条件下での水質挙動 (Run 14, ケースB)

T-CODでは、速度は若干異なるがすべて減少傾向を示した。一方、Chl.aはいずれのケースでも暗実験開始時期から増加し、その後に減少しているが、その増加および減少の時期等は様々である。この増大は前述のように植物プランクトンの一種の補償作用と考えられる。本ケースでは、図3-20に示したように6日間明条件の試料ですらすでにN,Pいずれか一方は不足し、藻体の栄養塩バランスが不十分であり、その影響かもしれない。フェオ色素も大きく変動する傾向を示している。

Nは6および12日サンプルで0rg-Nの減少すなわち無機態窒素の回帰がみられた。その主な形態は NH_4^+ -Nであり、回帰までの期間はサンプルの前培養条件によって著しい差がみられ、6日間培養の試料では、暗条件後6日目ですでに0.3 mg/L程度の回帰があったが、20および35日間培養試料では、25日目でもほとんど回帰がなかった。この回帰の遅れは浮遊物中のN含有率と明らかに関連があり、初期のP.0rg-N/P-COD比が0.04以下のときに回帰がみられない。Pでは同じく明条件下で PO_4^{3-} -Pが枯渇した際に回帰の著しい遅れがみられた。文献でも、DePintoら¹²⁾はP回帰率と植物プランクトンのP含有率に相関があること、Forceら²⁰⁾は過剰摂取されたPは植物プランクトンの活性低下や死滅で短時間に水中に回帰されることを報告しており、栄養塩回帰量は植物プランクトンの栄養塩含有量によって変化すると考えられる。なお、生菌数の挙動に一定のパターンはなかったが、いずれのケースでも20日目をすぎるとほぼ $10^5 \sim 10^6$ (個/mL)程度になっていた。

明条件下にしたサンプルを用いた実験より、前培養条件が分解過程に与える影響を考察した。その結果、栄養塩類の回帰あるいはChl.aの減少では、藻体の前培養時のN,P含有率などが関連し、その割合が著しく低い場合、明らかな回帰の遅滞やChl.aの変動がみられるが、有機物自体の分解過程はP-CODでみると比較的に類似のパターンとなることが示された。

3.4.2 植物プランクトンの増殖特性

以上の実験結果から、植物プランクトンの増殖・分解に関する諸係数が得られるので、それらの特性について考察する。

(1) 組成

明実験では、明条件直後より植物プランクトンは盛んに増殖を繰り返す、対数増殖を示した。このためChl.aおよび有機物量(COD)の増加量との比較で、植物プランクトンのCODとChl.aとの比率が計算できる。ところで、実際の増殖過程では、Chl.aと同時にその分解中間

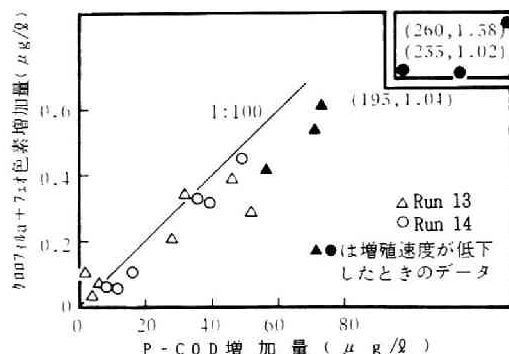


図3-22 藻類増殖にともなうP-CODの増大と(クロロフィルa+フェオ色素)の増大

表3-13 植物プランクトン中Chl.a含有率³²⁻³⁴⁾

藻 類 種	値	文 献
<i>Chlorella</i> sp.	0.012 mgChl.a/mgdw	32
<i>Scenedesmus obliquus</i>	0.021 mgChl.a/mgdw	33
<i>Chlorella</i> sp.	0.0035 mgChl.a/mgdw	34
<i>S. capricornutum</i>	0.0048 mgChl.a/mgdw	34
<i>Stigeoclonium tenue</i>	0.0040 mgChl.a/mgdw	34
<i>Chlamydomonas</i> sp.	0.0033 mgChl.a/mgdw	34
<i>Microcystis</i> sp.	0.0105 mgChl.a/mgdw	34
モデル係数値	0.02 mgChl.a/mg C	35
本 研 究	0.01 mgChl.a/mgCOD _{cr}	

注) dw(乾重量):COD_{cr}:C は約 3:2:1 となる。

物であるフェオ色素も有意な増加傾向を示した。このことは、一旦増殖した後すぐに死滅する植物プランクトンもある程度存在することを意味する。そこで、死滅した植物プランクトン量はフェオ色素で表現可能で、かつその含有率は生きた植物プランクトンのChl.a含有率と等しいと仮定して、その含有率を推定した。結果を図3-22に示す。同図は、Run 12, 14でChl.aが増大する期間のデータを用いて示した。両者には高い比例関係が認められ、各プロットが接する直線の傾きから、植物プランクトンの平均的Chl.a/COD比がおよそ0.01であると考えられる。表3-13に文献値³²⁻³⁵⁾を示すが、これと比較しても本数値はほぼ中間

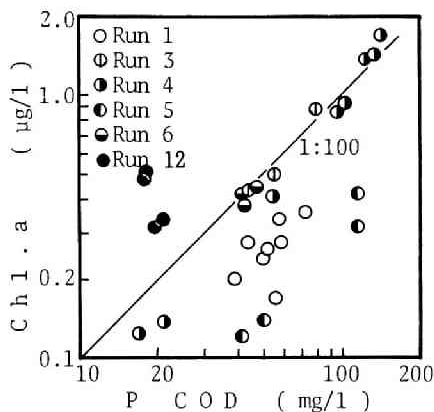


図3-23 系Ⅱ初期試料のP-CODとChl.a
(実験開始後5日以内の初期データ)

的な値となっている。

一方、図3-23に植物プランクトンの比率が高い系Ⅱの初期試料について、P-CODとChl.aとをプロットした。図のようにほとんどのプロットは1:100の直線の下方に分布しており、ほぼこの比率で植物プランクトンがChl.aを含有していると考えることができる。図で1:100の直線より上方に存在するのは、培養藻類を用いたRun 12の結果である。なお、図3-20でN,P不足後に、Chl.aは減少するがP-CODは増加、あるいは暗条件でのChl.aの増大など、必ずしもChl.aの含有率は一定といえず、この1:100は平均的な藻類組成値と考えられ、N,P不足時や暗条件初期などの特別の場合には変化するものと理解する必要がある。

(2) 最大比増殖速度と窒素、リン摂取速度

表3-14は、Run 13,14の明実験における植物プランクトンの最大比増殖速度とその時点での栄養塩摂取速度を示したものである。最大比増殖速度は、片対数紙上のP-COD変化の最大の勾配から求めた。ただし、光(5000 lux)を12時間周期で断続的に照射するため、その値は連続照射と比べ約半分の値と考えられる。

混合藻類種の実験では、最大比増殖速度は0.13~0.24 day⁻¹(10底)であった。一方、単一培養藻類の場合には、0.32(*Ankistrodesmus sp.*)、0.65(*Scenedesmus sp.*) day⁻¹と2倍程

表3-14 植物プランクトンの最大比増殖速度と窒素・リン摂取速度

Run ケース		最大比増殖 速度定数 1/day, 10底	窒素 摂 取 速 度		N摂取率 $\frac{\text{mgN}}{\text{mgCOD}}$	リン 取 速 度		P摂取率 $\frac{\text{mgP}}{\text{mgCOD}}$
			$\frac{\text{mgN}}{\text{mgCOD} \cdot \text{day}}$	$\frac{\text{mgN}}{\text{cell} \cdot \text{hr}}$		$\frac{\text{mgP}}{\text{mgCOD} \cdot \text{day}}$	$\frac{\text{mgP}}{\text{cell} \cdot \text{hr}}$	
13	M	0.244	0.0059	8.2×10^{-10}	0.026	0.0012	1.7×10^{-10}	0.0054
	<i>Sce</i>	0.314	(N , P 測 定 セ ズ)					
	<i>Ank</i>	0.650						
14	A	0.146	0.0143	3.6×10^{-9}	0.049	0.0025	6.1×10^{-10}	0.0084
	B	0.145	0.0149	4.6×10^{-9}	0.047	0.0018	5.4×10^{-10}	0.0056
	C	0.129	0.0101	4.4×10^{-9}	0.055	0.0018	4.1×10^{-10}	0.0051

最大比増殖速度定数は、対数増殖期におけるP-CODの片対数紙上の傾きから求めた。

窒素リン摂取速度は、最大比増殖速度算出時点の無機態N,P減少速度をその時のP-CODで割って得た。

表3-15 藻類の比増殖速度とリン取込速度³⁶⁾

藻 類 種	最大比増殖 速度(e底) (day ⁻¹)	最大リン 取込速度 (mgP/cell·hr)
<i>Asterionella formosa</i>	—	4.1×10^{-7}
—	—	3.1×10^{-7}
<i>C. meneghiriana</i>	—	1.7×10^{-7}
<i>Euglena gracilis</i> (1)	—	$2.8-6.8 \times 10^{-11}$
(2)	—	$3.3-4.7 \times 10^{-9}$
<i>C. pyrenoidosa</i>	2.5	1.5×10^{-9}
<i>S. capricornutum</i>	2.5	(0.022)*
<i>Scenedesmus</i> sp.	1.3	(0.019)*
<i>M. aeruginosa</i>	0.7	(0.002-0.014)*
<i>A. fos-aquae</i>	—	(0-0.028)*

測定濃度範囲 (1); 0-0.01 mg/l, (2); 0-4.7 mg/l

* mg P/mg cell·hr

度大きな値であった。これをe底で示すと、混合藻類で0.29~0.54 day⁻¹、単一種で0.73~1.5 day⁻¹となる。この値は表3-15の文献値³⁶⁾に比べ、単一種ではほぼ同レベル、混合藻類ではやや低めであった。

一方、栄養塩摂取速度は、最大比増殖速度を求めた時点における無機態のNおよびPの減少速度(mg/l·day)をその時のP-COD(mgCOD/l)で割って得た。その速度はNで $6 \sim 15 \times 10^{-3}$ mgN/mgCOD·day、Pで $1 \sim 2 \times 10^{-3}$ mgP/mgCOD·dayの範囲にあった。この値を総個体数を用いて1 cell当りに換算すると、順に $1 \sim 4 \times 10^{-9}$ mgN/cell·hr、 $2 \sim 6 \times 10^{-10}$ mgP/cell·hrの範囲となり、表3-15の単一藻類での値の範囲内に含まれる。また、このときの藻類(P-COD)増殖速度当りの栄養塩摂取速度は、0.05 mgN/mgCOD、0.005~0.008 mgP/mgCOD程度であり、通常植物プランクトンはこの比率でN、Pを摂取し増殖するものと考えられる。明条件培養後期の浮遊物のN、P含有率はこの比よりかなり低かった。

(3) 藻類の減少速度定数

実験では、検鏡により個体数を得ているで、藻類種ごとの分解性を比較できる。図3-24は、個体数変化の例(Run 9, 水温20℃)であり、

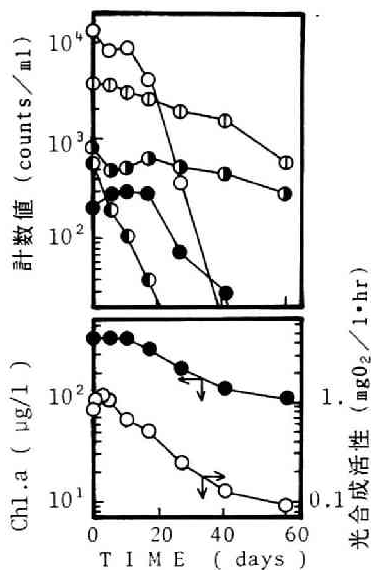


図 3 24
暗条件下における植物プランクトン
現存量の減少(Run10.系Ⅲ.水温20℃)

(○ *Staurastrum dorsidentiferum*
○ *Melosira granulata*
● *Pediatrum biwae*
● *Closterium aciculare*
● *Fragilaria* spp.)

表3-16 藻類種による分解性の差
(水温20~25℃,幾何平均値)

藻 類 種	減少速度 定数10底 (day ⁻¹)	備 考
緑) <i>Scenedesmus</i> sp.	0.005	指 1 単一藻類
緑) <i>Ankistrodesmus</i> sp.	0.008	* 1
珪) <i>Melosira granulata</i>	0.008	カ 6 混
珪) <i>Pediatrum biwae</i>	0.012	ウ 5 合
珪) <i>Synedra</i> sp.	0.012	ン 1 系
緑) <i>Scenedesmus quadricauda</i>	0.03	ト 2 優占
藍) <i>Microcystis wesenbergii</i>	0.04	* 4 >65%
珪) <i>Fragilaria</i> sp.	0.04	カ 1
緑) <i>Staurastrum dorsidentiferum</i>	0.04	ウ 5 混
緑) <i>Closterium aciculare</i>	0.05	ン 5 合
珪) <i>Asterionella formosa</i>	0.06	ト 1 系

緑) 緑藻類, 珪) 珪藻類, 藍) 藍藻類 * ; 光合成活性

Chl. aおよび光合成活性の変化も併記した。図に示すようにChl. aや光合成活性同様、個々の藻類種でも多くは図中で直線的に減少し、そ

の傾きから減少速度定数(10底)が得られた。各藻類種ごとに減少速度定数(水温20℃と25℃)をまとめたのが表3-16である。なお系Ⅲでも、動物プランクトンの影響がほとんどみられなくなった10日以降のデータを基に速度定数を計算しデータを補った。一連の実験でもっとも分解性の低い藻類は培養実験で用いた*Scenedesmus*と*Ankistrodesmus*であり、ついで*Melosira*と*Pediastrum*が、減少速度係数で0.01 day⁻¹程度と分解性が低かった。これに比べ、*Staurastrum*や*Closterium*などは0.05 day⁻¹程度とかなり大きい。文献ではRodgersら¹⁶⁾が、*Microcystis*(0.10~1.388 day⁻¹)>*Asterionella*(0.07~0.4)>*Scenedesmus*(0.03~0.099)、村井ら¹⁴⁾が、*Microcystis*>*Chlorella*>*Synedra*の順を報告している。一般に藍藻が分解されやすいが、緑藻、藍藻の差は明確ではない。

一方、水質指標でも図3-16, 17, 21で示されるように、指数減少傾向を示した。表3-17には主要な水質指標について、その減少速度定数をまとめた。

表3-17 系Ⅱの減少速度定数一覧(day⁻¹10底)

Run, ケース		光合成活性	Chl. a	T-COD	P-COD	P-N	P-P	水温
1	Ⅱb	—	0.0248 0.0029	0.0010 0.0018	0.0130 0.0010	0.0046	0.0017	25℃
	Ⅱa	—	0.0360 0.0026	0.0093 0.0017	0.0051 0.0008	0.0020	0.0023	
3	Ⅱ	0.027 0.015	0.013 0.0085	0.0128 0.0024	0.0199 0.0031	0.024	0.0074	
4	Ⅱa	0.031	0.0272	0.026	0.042	—	—	
	Ⅱb	0.034	0.0262	0.026	0.042	—	—	
	Ⅱc	0.039	0.025	0.026	0.042	—	—	
	Ⅱd	0.040	0.026	0.026	0.042	—	—	
5	Ⅱa	0.034	0.021	0.0045	0.0107 0.0003	0.0123	0.0722	20℃
6	Ⅱb	0.026	0.020	0.0038	0.0056	0.0079	0.0092	
	Ⅱ	0.034	0.0229 0.0120	0.0157 0.0044	0.0135 0.0048	0.0207 0.039	0.0106 0.0019	
12	Ⅱa	0.0053	0.0005	0.0002	0.0005	0.0060	0.0005	
13	Ⅱb	0.0098	0.0032	0.0012	0.0019	0.0045	—	
	M	—	—	0.0164	0.0272	0.026	0	
14	Ank	—	—	0	0.0103	—	0	20℃
	Sc	—	—	0	0	—	0	
	A	—	—	0.0062	0.0079	0.0026	0	
	B	—	—	0.0051	0.0059	0.0013	0	
14	C	—	—	0.0056	0.0068	0.0018	0	20℃
	D	—	—	0.0087	0.0108	0.0034	0	

Chl. aでは、培養藻類種のRun 12、明実験試料のRun 13, 14以外は、ほぼ0.02~0.03 day⁻¹の範囲の減少速度定数となった。光合成活性は、0.26~0.40 day⁻¹とRun 12以外はさらに狭い範囲で、かつChl. aに比べるとやや大きい値となった。前述のように藻類種によって分解速度は大きく異なるが、各種の藻類種が混在する自然の系での植物プランクトンの平均的減少速度は比較的狭い範囲に存在するとみなせる。なおRun 13, 14では光合成活性, Chl. aで減少速度が得られなかったが、これは、これらの初期サンプルでのN, P不足が何らかの形で影響しているためかもしれない。

これに比べると、P-CODやT-CODはその変動が大きく、やや低い0.001~0.03 day⁻¹の範囲に存在する。これらでは、その減少に植物プランクトンの自己分解の他にバクテリアの基質摂取などの反応も関与し、複雑となっているためと思われる。P-N, P-Pでは、P-Nの方がやや分解しやすい傾向が読みとれる。両者の大きな差違はその存在範囲であり、P-Pの方がかなり広い。なお、20℃と25℃との実験でその差は明確ではなく、5℃程度の差よりも試料の差の方が大きいといえる。

(4) 光合成活性

図3-25は、一連の実験でのChl. aと光合成活性との関係を示した図である。同図では、系Ⅱだけでなく系Ⅲのデータも用いたが、死滅した藻体中のChl. aの影響を除くため、共に暗条件後10日以内のものを用いた。図のようにChl. aと光合成活性との間には一定の関係があり、光合成活性/Chl. a比(mgO₂/μgChl. a·day)は0.025~0.25の範囲にあった。プロットはデータ全体ではバラツキも目だつが、各Runでは比較的一定している。表3-18にはその値を一覧表とした。これらの光合成活性/Chl. a比の平均的な値は0.1 mgO₂/μgChl. a·dayであり、霞が浦における値³⁷⁾ 3.21 mgO₂/mgChl. a·hr (20℃)とほぼ同じレベルであった。

(5) 植物プランクトンの呼吸速度

バクテリア同様、植物プランクトンによる酸素消費(呼吸)速度の定式化を試みる。なお、ここでいう植物プランクトンの呼吸は、生きた植物プランクトンによるものであり、植物プランクトン死骸をバクテリアが無機化する際の酸素消費は、バクテリアによるものと考ええる。

系Ⅱのデータでは、式(3-1)で推定したバクテリアの呼吸速度を、系全体の酸素消費速度から引いて植物プランクトンの呼吸速度を求めた。ここで式(3-1)のT-CODはバクテリアが基質とする有機物量であるため、測定T-COD値から植物プランクトン性COD値(Chl.a値を100倍して与えた)を引いたものを用いた。なお、バクテリア自身の現存量は生菌あたりのCOD値($3\sim 10 \times 10^{-10}$ mgCOD/個)で推定すると、最大でもT-CODの5%以下なのでその補正は省略した。一方、系Ⅲでも動物プランクトンが少ないRun 10, 11の試料では、個体数と文献値³⁸⁾(表3-19)とから動物プランクトンの呼吸速度

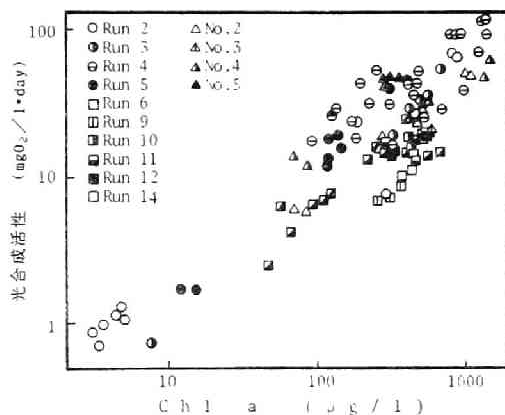


図3-25 Chl.a濃度と光合成活性との関係

を概算し、これとバクテリアの呼吸速度を系全体の酸素消費速度から差し引いて、植物プランクトンの呼吸速度を推定した。

これら手法で算出した植物プランクトンの呼吸速度とその現存量を表わすChl.aや光合成活性との関連を、図3-26, 27に示した。両図では呼吸速度(光合成活性)の測定温度(20℃あ

表3-18 光合成活性/Chl.a比、呼吸速度/光合成活性比一覧表

実験	水温 (℃)	優 占 種			光合成活性 クロロフィルa 比 mgO ₂ /μg Chl.a·day	呼吸速度 光合成活性 比 (-)
		(1)	(2)	(3)		
Run2		(測定せず)			0.25	—
3	25	<i>Pediastrum</i>	<i>Melosira</i>	<i>Staurastrum</i>	0.06	0.081
4		<i>Staurastrum</i>	<i>Melosira</i>	<i>Pediastrum</i>	0.05-0.2	0.12
5		<i>Microcystis</i>	—	—	0.12	0.06
6		<i>Asterionella</i>	<i>Fragilaria</i>	<i>Synedra</i>	0.025	0.27
8		<i>Staurastrum</i>	<i>Melosira</i>	<i>Closterium</i>	0.025	0.18
10		<i>Staurastrum</i>	<i>Melosira</i>	<i>Pediastrum</i>	0.04	0.15
11		<i>Closterium</i>	<i>Melosira</i>	<i>Pediastrum</i>	0.03-0.05	0.06
9		<i>Pediastrum</i>	<i>Clamydomonas</i>	—	0.025-0.05	(0.03)**
12	20	<i>Scenedesmus</i>	—	—	0.04	(0.03)**
		<i>Ankistrodesmus</i>	—	—	0.04	(0.03)**
No.2		<i>Staurastrum</i>	<i>Melosira</i>	<i>Pediastrum</i>	0.055	0.128
3		<i>Staurastrum</i>	<i>Spondylosium</i>	<i>Pediastrum</i>	0.033	0.164
4		<i>Staurastrum</i>	<i>Melosira</i>	<i>Pediastrum</i>	0.04-0.15	0.150
5		<i>Microcystis</i>	—	—	0.14	0.127

* 光合成活性および呼吸速度の測定温度

** 系(植物プランクトン+バクテリア)の酸素消費速度/光合成活性比

注) 光合成活性は5000 lux(連続), 20℃(Run 1~5は25℃)で測定

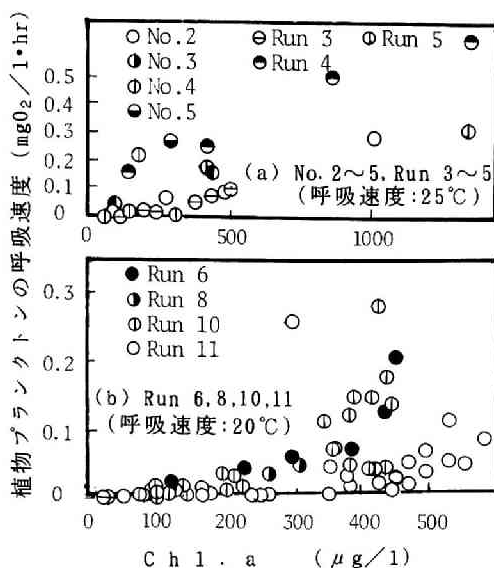


図3-26 Chl.aと呼吸速度との関係

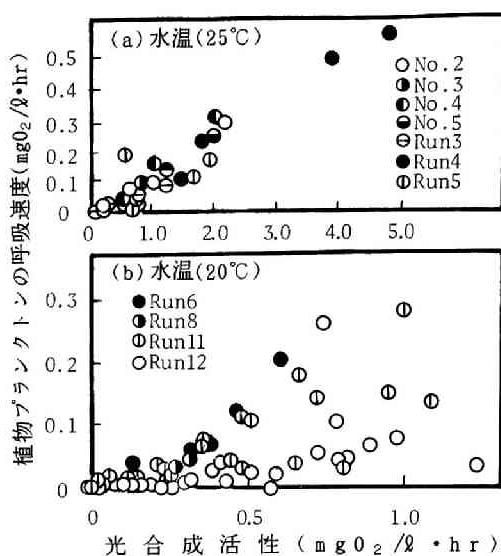


図3-27 光合成活性と呼吸速度との関係

表3-19 動物プランクトンの呼吸速度と乾重量³⁸⁾

動物プランクトン	乾重量 (μg/個)	呼吸速度* (μg/hr個)
<i>Daphnia</i>	15.11	3.29×10^{-1}
<i>Cyclops</i>	4.90	1.74×10^{-1}
Copepodid	1.67	2.02×10^{-2}
Nauplius	0.35	4.15×10^{-3}
Rotatoria	0.20	8.80×10^{-3}

* 平均値を用いた

るいは25℃)で分けて示した。なお明実験(Run 12,13)では植物プランクトン中のChl.a含有率が著しく変化し、バクテリア対象の基質量把握が困難なため同図からは除いた。

図によると、呼吸速度は光合成活性の方がChl.aよりよく対応し、ほとんどのデータは呼吸速度/光合成活性比0.05~0.3(-)の間に入っている。これに対して、Chl.aではその比の範囲が2~30 mgO₂/mgChl.a·dayと大きい。20℃と25℃との温度条件の違いは明確ではない。呼吸速度と光合成活性との比率は、Runによって異なるが、同一のRunあるいはNo.では、両者に直線的な関係が認められる。また、異な

る実験でも優占藻類種の構成が*Staurostrum*, *Pediastrum*, *Melosira*と似ているNo.2,4, Run 4,10ではその傾きが類似している。すなわち、この比率の差は藻類種の影響を反映するものであり、逆に藻類種構成が明らかとなれば、以下の式で試料の光合成活性Pg(mgO₂/g·day)により植物プランクトンの呼吸速度Rp(mgO₂/g·day)呼吸速度を推定できるものと考えられる。

$$R_p = k \cdot P_g \quad (3-2)$$

本式の係数kは試料中の植物プランクトンの種類によって決まる値で、今回の一連の実験では表3-18のように0.04~0.25の値となった。

3.4.3 有機物生産・分解過程における重ね合わせの検討

植物プランクトンの増殖と分解両過程の重ね合わせを検討する。

Run 13,14の明実験では、光を12時間周期で断続的に照射しているため、光照射時には有機物の生産と分解とが、光遮断時には分解反

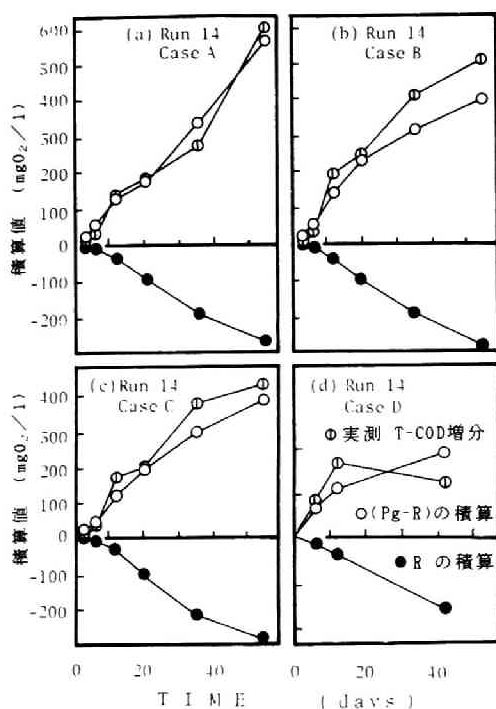


図3-28 明実験時の重ね合わせの検討

応のみが起こっている。したがって両作用の重ね合わせが可能ならば、純生産量(=T-CODの増分)は以下の式で推定可能である。

$$\text{T-COD増分} = \text{光合成活性Pg} \times \text{光照射期間} - \text{酸素消費速度Rg} \times \text{全期間} \quad (3-3)$$

ここでPgは、明実験時と同一条件(5000 lux, 20℃)での値のため、直接利用でき、CODは重クロム酸で測定しているため、酸素の変化量で定量したPg, Rと等価な数値となっている。

図3-28に、式(3-3)で推定したT-CODの増分と実測のT-CODの増分をプロットした(Run 14のみ, Run 13ではPg, Rを測定せず)。図では酸素消費速度の積算値も併記した。なお、酸素消費速度と光合成活性の積算は、離散的なデータを直線近似で連続データとして積分した。図から明らかなように、いずれのケースとも実測値と推定値はよく一致し、式(3-3)に基づ

く有機物生産作用と分解作用の重ね合わせが可能であることが示された。また総生産量に対する呼吸量の割合は、全期間を通じてほぼ一定であり、およそ30~46%の範囲であった。

3.4.4 まとめ

本節では有機物分解過程に及ぼす植物プランクトンの影響を様々な角度から検討した。以下、主要な成果を要約する。

① 分解過程初期には、植物プランクトンの基質代謝に伴う内生呼吸による影響が大きい、その際藻体の死骸化と溶解性有機物の放出が徐々におこり、バクテリアによる分解が促進される。

② 植物プランクトンの減少速度定数は藻類種によって大きく異なるが、各種の藻類種が混在する自然の系では平均的減少速度定数は、 0.03 day^{-1} (10底)の前後の比較的一定した値となる。一方、P-CODの減少も一次反応で近似できるが、その速度は試料によって大きく異なり、 $0.001 \sim 0.03 \text{ day}^{-1}$ の範囲に及ぶ。浮遊性有機物の減少とともに無機栄養塩は回帰するが、Pではその回帰が遅れる場合が多く、Nより分解されにくい。

③ 20℃, 5000 lux下の藻類の最大増殖速度(明暗12hr周期)は、 $0.13 \sim 0.65 \text{ day}^{-1}$ (10底)、その時のN, P摂取速度は、 $6 \sim 15 \times 10^{-3} \text{ mgN/mg COD} \cdot \text{day}$ 、 $1 \sim 2 \times 10^{-3} \text{ mgP/mg COD} \cdot \text{day}$ の範囲にあり、活発な植物プランクトンの平均的COD: Chl. a比はおよそ100:1である。

④ 植物プランクトンの呼吸速度は、藻類種が一定の場合には、光合成活性にほぼ比例し、光合成活性から概算できる。しかし、その比(呼吸速度/光合成活性)は藻類種によって異なり、 $0.05 \sim 0.3$ の範囲であった。

⑤ 植物プランクトン+バクテリア系での明条件下での有機物変化は、酸素消費速度と総生産速度の両作用の重ね合わせで説明できる。

第5節 三微生物群混合系での有機物分解過程の特徴

本節では、バクテリアと植物プランクトンと動物プランクトンが混在する系Ⅲの結果から、水質の経時変化を概説し、動物プランクトンの呼吸速度等の作用について検討し、実際の自然系での大きな影響因子である温度の影響を調べ、実際の系に適用するための基礎情報を得る。

3.5.1 混合系での水質変化の特性と動物プランクトンの作用

(1) 水質変化の概要

前記の図3-16(d)はRun 5の系Ⅲの結果であり、図3-16(c)と比較することにより動物プランクトンの役割が検討できる。図3-29にその時の動物プランクトン数の変化を示す。動物プランクトンの実験室内での存命期間は非常に短いと指摘されている³⁹⁾が、本実験でも、ミジンコ類で2~3週間以内、ワムシ類で3~4週間以内にほとんどが死滅した。そのため動物プランクトンの直接の効果は実験開始から20日間に限られている。

図3-16の例のように、動物プランクトンを含む系Ⅲでは初期のP-CODやChl. aの減少がそ

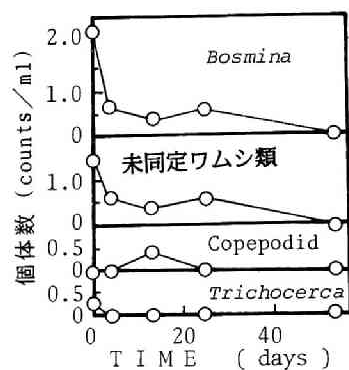


図3-29 動物プランクトンの個体数の変化

れを除いた系Ⅱより大きく、動物プランクトンの作用でこれら項目の減少が促進されたことが示された。ただし、その効果は20日までしか生じていない。この動物プランクトンによる捕食作用はバクテリアの増殖を活性化させる働きもあり、系Ⅱに比べ生菌数で1オーダー程度高く、また20日以後の酸素消費速度も倍以上となっている（植物プランクトン量は系Ⅱの方がやや大きい）。

一方、Run 4では若干見方を変えて動物プランクトンの効果を調べた。すなわち一定量の動物プランクトンに、植物プランクトンを4段階の濃度で添加した。図3-30は、この実験でのChl. a, P-CODの経時変化である。なお、動物プランクトン自身は、図3-31のように各サンプルとも同様の減少パターンであった。P-COD, Chl. aともバラツキはあるが、植物プランクトン濃度が高いほど減少の傾きは小さい。系Ⅲでは系Ⅱと異なり、植物プランクトンの減少速度は、植物プランクトンに対する動物

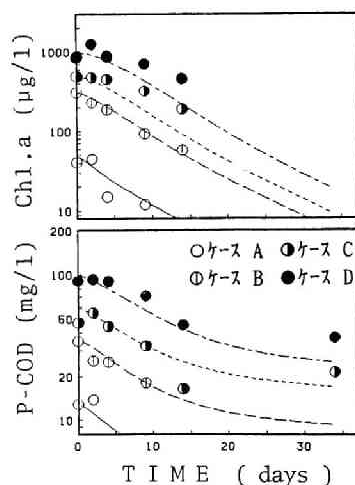


図3-30 系Ⅲでの植物プランクトン密度効果 (Run 4, 植物プランクトンの多い順にケースD, C, B, A) (曲線はシミュレーション結果)

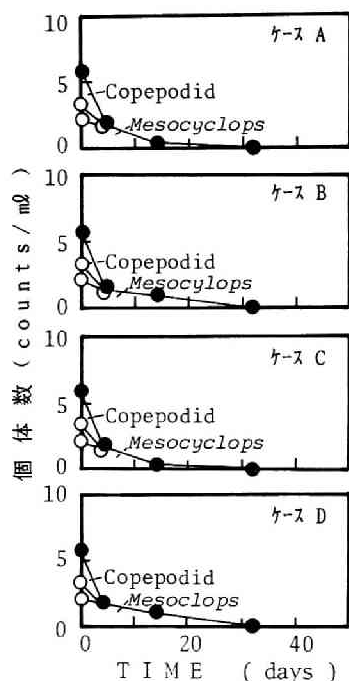


図3-31 動物プランクトンの経時変化

プランクトンの割合の高いほど、大きくなることが示された。

(2) 栄養塩類の挙動

図3-32(a)(b)に系Ⅲにおける栄養塩類の各形態の経時変化の例を示す。これと同じRunの系Ⅱ(図3-18)と比較すると動物プランクトンの効果が明確となる。動物プランクトンを含む系Ⅲでは実験開始直後より NH_4^+-N や $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ の増大が認められ、系Ⅱでみられた数日間の遅滞現象は観察されなかった。一方、亜硝酸化・硝酸化では系Ⅱ、Ⅲでの差が明瞭ではなく、この反応には直接的にも間接的にも動物プランクトンはあまり影響しない。完全に NO_3^--N のみとなる日数は各ケースを通じて比較的一定しており、約1ヶ月であった。

動物プランクトンの影響を明確化するため、実験後20日および実験終了時のP-COD, P-

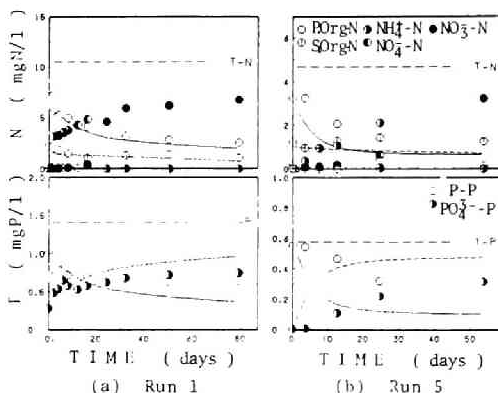


図3-32 系Ⅲの栄養塩類の経時変化
(曲線はシミュレーション結果)

N, P-Pの減少割合を求め、表3-20に示した。浮遊物の20日までの減少率は系Ⅱでは15~30%であるが、系Ⅲでは30~40%程度と、動物プランクトンは浮遊物各形態の減少を1.5~2倍の促進する効果があった。また、その影響はN, COD, Pの順に大きかった。動物プランクトンがN, Pの回復を促進する原因の一つは、動物プランクトン自身が NH_4^+-N や $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ を直接排出する作用である。ワムシ類、ミジンコ類は大きさかなりの差があるが、N, P排泄速度のおおよその範囲³⁸⁾は、Nで各々 $3.8 \sim 6.9 \times 10^{-3}$, $1.28 \sim 1.30 \times 10^{-3} \mu\text{gN}/\text{個体} \cdot \text{hr}$ 、Pで各々 1.3×10^{-5} , $3.56 \sim 3.86 \times 10^{-4} \mu\text{gP}/\text{個体} \cdot \text{hr}$ である。これを用いて、動物プランクトン数とその生存日数(20日以下)から計算すると、Run 3, 5におけるその排泄による寄与は約0.25~0.5 mg N/l, 0.09~0.18 mgP/l以下と推定されるが、実際には、 NH_4^+-N ではこの量以上に増加している。これらのことから動物プランクトンは直接の排泄等でN・Pの無機化に貢献するだけでなく、捕食活動等によって有機物を分解されやすい形態に変えることが予想される。

(3) 減少速度定数

表3-21に系Ⅲの減少速度定数の一覧表を示し、動物プランクトンを含む試料の分解性を

表3-20 系Ⅲでの栄養塩類無機化の割合(%)

Run, ケース		経過 日数	COD	N	P
1	Ⅱ a	20日	15	21	1
		79日	27	35	13
	Ⅱ b	20日	17	20	4
		79日	36	60	15
	Ⅲ	20日	28	51	—
		79日	47	63	—
3	Ⅱ	20日	32	26	0
		71日	52	96	55
	Ⅲ	20日	42	48	—
		71日	58	98	—
5	Ⅱ a	20日	22	37	20
		54日	38	54	56
	Ⅱ b	20日	20	35	20
		54日	39	57	60
	Ⅲ a	20日	—	36	24
		54日	—	53	36
	Ⅲ b	20日	25	56	—
		54日	—	67	57
	Ⅲ c	20日	35	26	—
		54日	—	44	44

算出法 $100 \times (1 - \frac{t \text{ 日後の浮遊物濃度}}{\text{初期の浮遊物濃度}})$

考察する。

まず、Chl.aは、系Ⅱと同様バラツキが少なく、その8割のデータは0.01~0.04 day⁻¹の範囲に入っていた。T-CODやP-CODでは、これに比べると値が小さくかつバラツキが大きい、各々0.007~0.05, 0.01~0.07 day⁻¹範囲にあり、系Ⅱの結果(表3-17)に比べて、大きな変動は示していない。P-N, P-Pではそれぞれ0.01~0.05, 0.003~0.02 day⁻¹と、やはりP-Nの方が分解しやすい傾向が示された。自然界での有機物分解速度はおよそこの範囲内と見積られる。

つぎに組成の変化に注目する。表3-22は分解実験の開始時と終了時の組成変化を比較したもので、P-CODを100として表わした。表のように初期のSS:COD:Chl.a:P-N:P-P比はおよそ(80~100):100:(0.3~1.0):(3~5):(0.4~1.0)であるが、分解実験終了時には(80~200)

表3-21 系Ⅲの減少速度一覧表(day⁻¹;10底)

Run, ケース		Chl.a	T-COD	P-COD	P-N	P-P	水温
		上段 1段目 中段 2段目 下段 3段目					
1	Ⅲ	0.0326	0.0313	0.0427	0.0524	0.0485	25℃
		0.0289	0.0079	0.0051	0.0091	0.0322	
		0.0024	0.0024	0.0006	0.0016	0.0007	
	ⅢA1	0.0144	0.0043				
		0.0057					
		0.0347	0.0094				
2	ⅢA2	0.0054	0.0046				20℃
		0.0156	0.0086				
		0.0088	0.0032				
	ⅢB1	0.0154	0.0099				
		0.0159	0.0174				
		0.0031	0.0027				
3	Ⅲ	0.0169	0.0218	0.0277	0.0263	0.0044	25℃
		0.0063	0.0034	0.0029			
		0.028	0.0258	0.0002			
	Ⅲa	0.031	0.0246	0.0490			
		0.021	0.0250	0.0258			
		0.019	0.0260	0.0284			
4	Ⅲ	0.0073			0.0181	0.0053	20℃
		0.0006			0.020	0.0074	
		0.0098	0.021	0.0006	0.0276	0.0083	
	Ⅲb	0.0256	0.0127	0.0285	0.0015	0.0018	
		0.0507	0.0570	0.0270	0.0270	0.0204	
		0.0087	0.0131	0.0124	0.004		
5	Ⅲ	0.0153	0.0388	0.0481	0.0198	0.0062	20℃
		0.0076	0.0091	0.0053			
		0.0050	0.0036				
	Ⅲ	0.0191	0.0426	0.0500	0.0148	0.0106	
		0.0045	0.0090	0.0120	0.0027	0.0011	
		0.0013	0.0015				
6	Ⅲ	0.012	0.0194	0.0222	0.0100	0.0033	20℃
		0.0045	0.0049	0.0043			
		0.0097	0.0088	0.0179	0.0222	0.0164	
	Ⅲ 原水	0.0118	0.0103	0.0127	0.0206	0.0120	
			0.0013	0.0015			

:100:(0.2~0.6):(0~4):(0.6~1.0)に変化した。この間に比率が増加したものは、SSとP-Pであり、データの収集された8例中それぞれ6例、7例で見られた。これに対してChl.aやP-Nは逆に明確な減少傾向を示した。この組成変化と減少速度定数値より、Chl.aやP-NはP-CODより分解し易いが、SSやP-PはP-CODより分解しにくいことがわかる。文献でも、Grillら⁸⁾は無機化速度がN:Pで16:1(原子比)であると

表3-22 系Ⅲの分解実験組成変化(20~25℃)

P-CODを100とする					
サンプル	経過 日数	SS	Chl.a	P-N	P-P
Run 1 Ⅲ	0日	78.7	0.56	7.68	1.01
	79日	122.4	0.23	5.46	1.32
Run 3 Ⅲ	0日	93.6	0.77	4.50	0.45
	70日	122.1	0.44	0.12	0.67
Run 4Ⅲa Ⅲb	0日	—	1.05	—	—
	34日	—	0.74	—	—
	0日	—	0.94	—	—
	34日	—	0.78	—	—
Run 5Ⅲa Ⅲb	0日	84	0.29	4.21	1.19
	54日	56	0.03	4.16	0.72
	0日	82.2	0.20	2.14	0.47
	54日	79.3	0.15	4.20	0.59
Run 9 Ⅲ (25℃) Ⅲ (20℃)	0日	92.0	0.38	3.52	0.45
	60日	205.0	0.31	0.20	0.70
	0日	92.0	0.38	3.52	0.45
	60日	178.9	0.37	3.64	0.84
Run 10Ⅲ (25℃) Ⅲ (20℃)	0日	102.0	0.35	3.71	0.49
	58日	143.9	0.57	3.38	0.82
	0日	102.0	0.35	3.71	0.49
	79日	131.9	0.72	3.16	0.92

報告しているが、村井ら¹⁴⁾は浮遊性有機物のN/P比が分解に伴ない小さくなることから、NがPより回帰しやすいと述べている。

(4) 動物プランクトンの総括呼吸速度

前節の解析同様、微生物群の能力を酸素消費速度で評価し、さらにその定式化を試みる。

そこで前述の式(3-1), (3-2)で推定される細菌と植物プランクトンの呼吸速度を、系全体の酸素消費速度から差し引いて動物プランクトンの呼吸速度を求め、その精度を検討する。

生菌数も測定されているRun 3, 5, 10, 11のデータを用いて、上述の方法で推定した動物プランクトンの呼吸速度と、検鏡で得た動物プランクトンの個体数から表3-19の換算値³⁸⁾を適用換算して得た呼吸速度とを比較する。図3-33に示すように、両者はバラツキはあるが、原点を通る勾配1の直線のまわりに分布している。このことと検鏡による誤差を考慮すれば、この算出法が妥当であり、また各動物プ

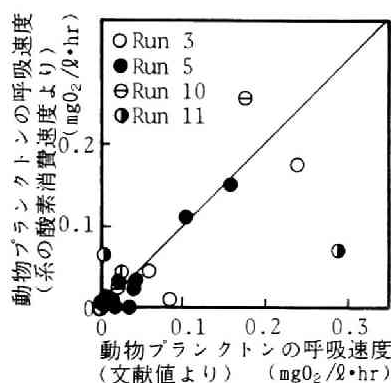


図3-33 動物プランクトンの呼吸速度

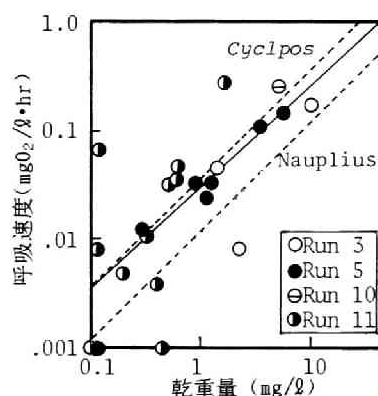


図3-34 動物プランクトンの呼吸速度と乾重量

ランクトンが文献値とほぼ同程度の呼吸速度であったと判断できる。逆にいえば、系の酸素消費速度は、バクテリア・植物プランクトン・動物プランクトンの微生物群の呼吸速度の和で表わせることを示している。

つぎに動物プランクトンの呼吸速度の定式化のため、上記の方法で得た動物プランクトンの呼吸速度 R_z (=系の酸素消費速度-細菌の呼吸速度-植物プランクトンの呼吸速度; $\text{mgO}_2/\text{l}\cdot\text{day}$)と動物プランクトン濃度 $Z(\text{mg}/\text{l})$ との関係を調べ、図3-34に示した。ここで Z は動物プランクトン種別個体数に、表3-19の文献値をかけて得た乾重量である。図よりバラツキはあるものの、両者の間に相関があり、

以下の式で近似できた。

$$R_z = 0.03 \cdot Z^{0.9} \quad (3-4)$$

図中の点線は文献値³⁸⁾における *Cyclops* および *Nauplius* での関係である。(3-4)式はやや高めの値を示すが、ほぼ妥当な範囲にあり、動物プランクトンの呼吸速度を与え、文献値がない場合でも乾重量で推定可能と考えられる。

3.5.2 有機物分解過程に与える温度の効果

Jewell¹¹⁾ は温度上昇により *Chlorella* の分解速度および無機化率の増大を示し、また Carpenter⁶⁾ は水生植物の分解最適温度が30℃であることを報告している。ここでは、温度をパラメータとしたRun 10,11および系ⅠのRun 8の結果を用いて、有機物分解過程での水質変化に及ぼす温度効果を考察する。

(1) 水質変化の特徴

まず系ⅠについてRun 8の系Ⅰmを例として、図3-35に水質変化を示す。生菌数は、温度が高いほど増殖速度が大きく、ピーク値までの期間も30℃で0.5日、10℃で3.5日と短くなる

傾向がある。ピーク時の生菌数自体は、温度によって大きくは異ならず、 10^7 個/mlのオーダーであった。CODのパターンは、各水温とも同一で、S-CODでは1次反応的減衰、P-CODでは一旦増加後、減少している。系Ⅰs,Ⅰpの実験結果でも全体に温度によってそのパターンは変化せず、減少速度のみに影響があった。

系Ⅲの結果(Run 10,11)を、図3-36に示す。10~30℃の範囲では、P-COD, Chl. a, P-N, P-Pとも温度が高いほど減少速度は大きい、そのパターンは指標によって異なっている。P-CODではいずれの温度にでも、実験開始後数日中に急速な分解が進み、その後ゆっくりとした反応になる。これを多段の1次反応と仮定してその初期の減少速度係数を求めると、0.01~0.07 day⁻¹の値となる。この第1段目の継続時間は、Run 10,11ともP-COD濃度が初期の約7割に減少するまでの間であり、水温が低いケースほど長い。結局、P-CODでは温度の効果は、単に分解に要する時間に影響するだけで、そのパターンに大きな差はない。P-Nでも、初期に急激に、その後ゆっくりと減少するパターンを示すが、Run 11で10日、20℃で数日程度、分解が進行しない遅滞期らしきものがみられる。一方、P-Pでは、この遅滞期が顕著に

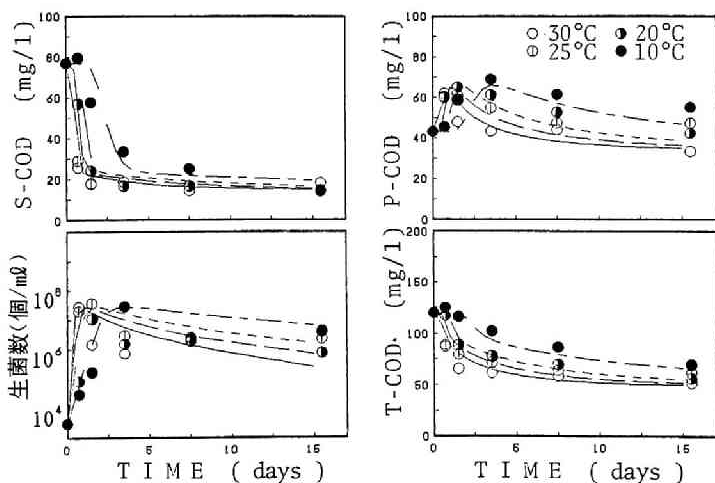


図 3 35 水質変化に及ぼす温度効果(系Ⅰm) (曲線はシミュレーション結果)

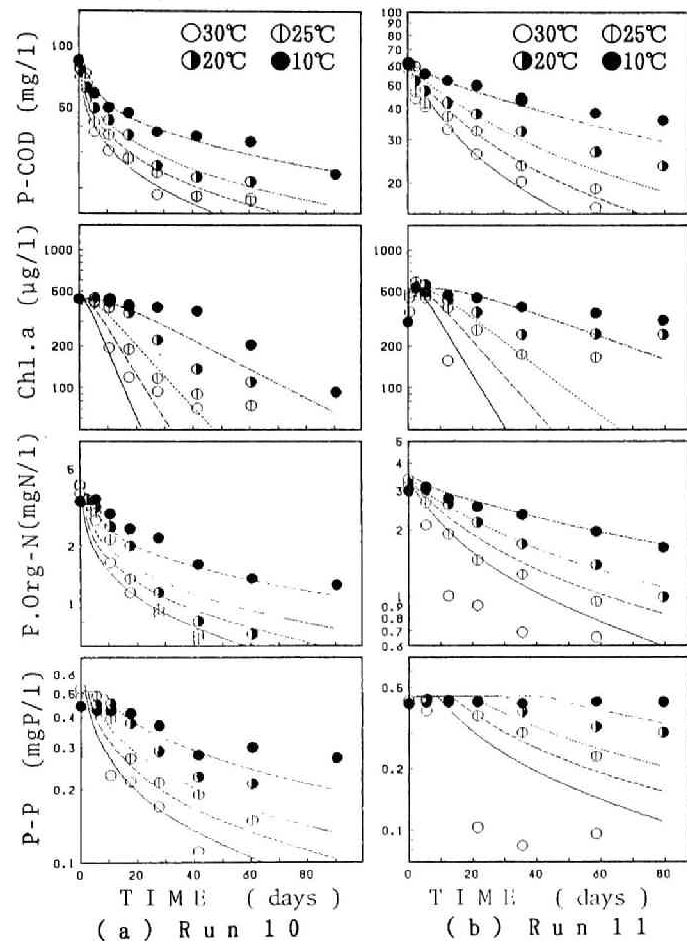
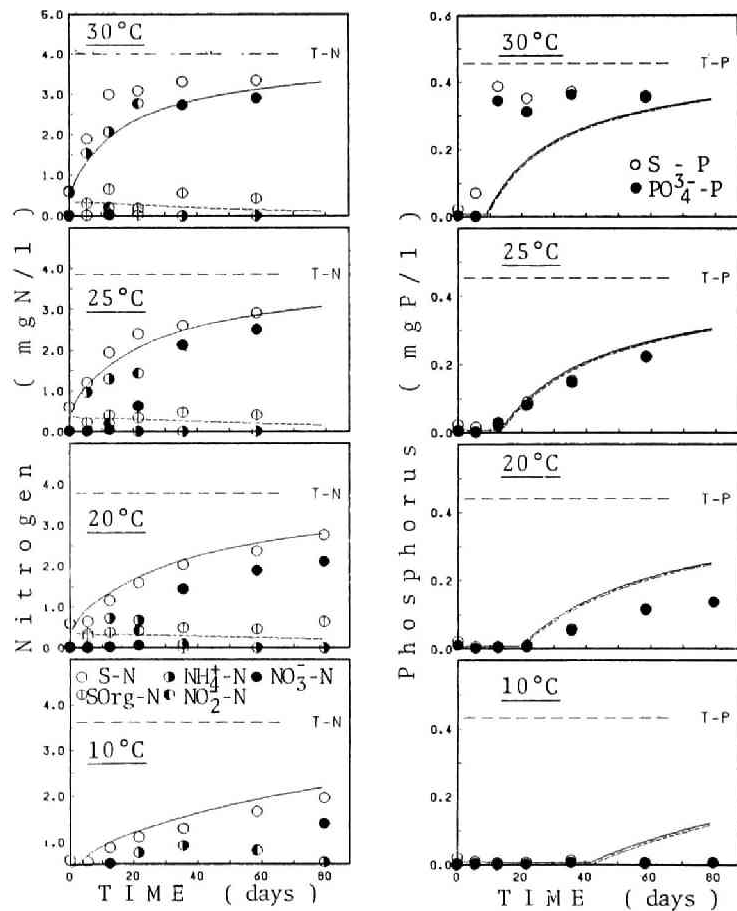


図3-36 水質変化に及ぼす温度効果(系Ⅲ)

図 3-37 栄養塩類の挙動 (Run 11)
(曲線はシミュレーション結果)

認められ、Run 9では30℃で数日、10℃で約20日、Run 10では30℃で数日、10℃で80日以上と温度が低くなるほど長くなった。

(2) 無機栄養塩類の挙動

図3-37に栄養塩類回帰の様子をRun 11を例として示す。図は略すが、Run 10も同様のパターンであった。NではRun 10,11とも実験開始後 NH_4^+-N から NO_2^--N を経て NO_3^--N と変遷がみられた。この硝化反応は、温度の影響を強く受け、低いほど遅い。60日後の有機態窒素の無機化率は、30℃で77~89%、25℃で66~94%、20℃で50~70%、10℃で33~50%であった。一方、Pでは、温度が低いと $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ の回帰が始まるまでの期間が長くなり、10℃ではRun 11の場合80日後もほとんど回帰していない。Pの60日後の無機化率は30℃で80~85%、20℃で26~49%、10℃で0~21%で、温度が低いほどNに比べPが回帰しにくくなった。

(3) 減少速度定数に対する効果

系I,IIIとも、水質変化に対して水温は主に速度に影響しているのので、各種の反応を減少速度定数で要約し、その影響を検討した。図3-38は初期減少速度定数を示したもので、時間遅れがある場合は、減少しはじめてからの傾きで与えた。図によると、系I,IIIとも同一の試水では、片対数紙上で温度と各指標の減少速度定数とは直線関係がある。減少速度定数 $k(\text{day}^{-1})$ を温度 $T(^{\circ}\text{C})$ の累乗の形

$$k = k_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (3.5)$$

θ ; 温度係数

k_{20} ; 20℃での減少速度定数(day^{-1})

で表し、各ケースについて温度係数 θ をまとめたものが表3-23である。Chl.aでは θ の値が1.14~1.16であり、減少速度定数自身も比較的類似し、設定温度が10℃上昇するごとに3~4倍となっている。この値は通常の生物反応で言われる10℃で2~3倍に比べ大きめである。CODの各成分では減少速度定数そのものはケースによって大きく異なるが、 θ は1.05~1.10

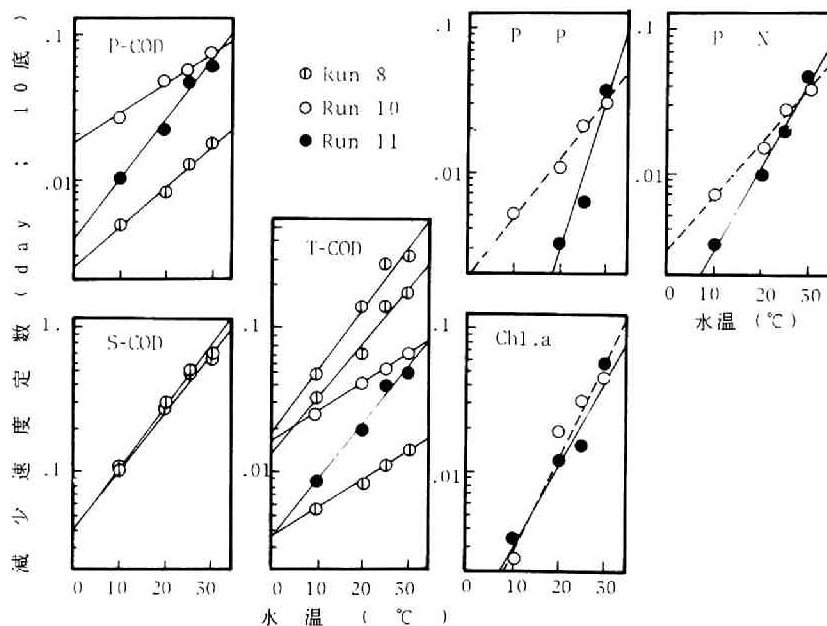


図 3 38 温度と各指標の減少速度との関係

と系Ⅰ,Ⅲを通じその差は比較的少なかった。一方、P-Nでは、Run 10,11で1.09と1.14であり、若干差があるが、値自身はCODより大きいようである。P-Pも温度が高いほど分解しやすいが、Run 11の10℃で回帰が生じなかったなど、その挙動が複雑で、厳密には式(3-4)の単純な形で表示できないようである。

なお、生物反応は、温度範囲が通常絶対温度で280~300°Kと狭いため、指数形で表現可能ならばアレニウスプロットも可能であり、その係数 E (活性化エネルギー;cal/mol)と θ とは $E=1.7 \times 10^5 \cdot \ln(\theta)$ の関係がある。したがって $\theta=1.05$, 1.10はそれぞれ活性化エネルギーで8000, 16000 cal/molに相当する。

3.5.4 まとめ

以上、本節では動物プランクトンの有機物分解過程に及ぼす効果について検討した。得られた主要な成果は以下のとおりである。

① 動物プランクトンはその存命期間の20日の間に捕食を中心とした代謝活動を進め、それを含まない系の1.5~2倍の有機物無機化を

表3-23 減少速度定数の温度係数値 θ

$$K = K_{20} \theta^{(T-20)}$$

Run, ケース	T-COD	P-COD	S-COD	P-N	P-P	Chl.a
Is	1.103		1.105			
8 Ip	1.047	1.066				
Im	1.092		1.094			
10Ⅲ	1.048	1.048		1.078	1.088	1.158
11Ⅲ	1.095	1.100		1.142	1.263*	1.143

* 3点で求めた

促進する。その効果はN, COD, Pの順に大きい。

② 動物プランクトンを含む系での減少速度定数はChl.a, T-COD, P-CODで各々0.01~0.04, 0.007~0.05, 0.01~0.07 day⁻¹であった。

③ バクテリアおよび植物プランクトンの呼吸速度算出式から推定した動物プランクトンの呼吸速度は、検鏡と文献値からの推定呼吸速度とほぼ同じ値で、自然水中の酸素消費速度が、バクテリア・植物プランクトン・動物プランクトンの三者の和で表せることを示した。

④ 水温は各微生物の反応速度に大きく影響し、温度係数 θ でみると、CODで1.05~1.10 day⁻¹、Nで1.09, 1.14 day⁻¹、Pで1.09, 1.26 day⁻¹であった。なお、P-Pでは低温時に明らかな無機化の回帰の遅れが観察された。

第6節 生態モデルによる有機物分解過程の表現と各微生物群の自浄能の評価

前節までの考察で、有機物分解に対する各生物群の関わり方が明らかとなった。本節ではそれらの成果を利用して有機物の浄化過程をモデル化し、さらに各微生物の呼吸速度から分解過程における各々の役割を評価する。

3.6.1 モデルの設定

(1) モデルの基本構造

富栄養化水の物質分解に関わるコンパート

メントとして、①植物プランクトン②動物プランクトン③バクテリア④非生物性有機物(⑤無機態)をとりあげる。各コンパートメント間の関連は、前節までの結果を参考に図3-39のように考え、表3-24のように式化した(係数の意味は表3-27に示す)。なお、表示式は炭素について与えたものだが、原理的にすべての元素に当てはまる。本モデルでの主な特徴は下記の通りである。

バクテリアによる有機物代謝(G1) : バクテ

なお呼吸+死亡+排泄を合わせた速度定数は各生物群ごとに与えた。

(2) モデル式の数値計算と検証方法

計算は炭素をベースとした表3-24の微分方程式群を連立させ、適切な係数および初期値を与えて4次のRKG法(キザミ幅0.1日)で近似解を得た。各コンパートメントについて得られた値は換算係数で実測の指標に変換し、推定精度を検討した。検証に利用したのは①T-COD②S-COD③P-COD④生菌数⑤Chl.a⑥光合成活性⑦動物プランクトンの7項目である。

表3-25にその換算方法等を一覧とする。

(3) 窒素・リンの挙動把握への応用

図3-39、表3-24の関係は炭素について与えたものだが、N・Pでも同様の関係が成立するので、各成分の含有率(炭素との比)から各形態の濃度が予測できる。そこで表3-26のように各成分の比率を与え、その濃度について推定を行なった。その結果は、実測の①In-N②P.Org-N③S.Org-N④PO₄³⁻-P⑤P-P⑥S-Pとの適合性で検証した。なお、浮遊物中のNやPの溶出回帰で時間遅れが生じることを表現するため、

表 3 - 25 モデル計算結果の検証のための水質指標とその換算係数

水質指標	測定単位	対応変数	TOC(mgC/l)との換算値	備 考
生菌数	counts/ml	B	0.3×10^7	2節の結果 $3 \sim 10 \times 10^{-10}$ mgCOD/counts と COD _{Cr} /C=3.0 より
クロロフィルa	μg/l	P ₁ +aP ₂	30**	COD _{Cr} /C=3, Chl.a/COD _{Cr} =0.01 より
光合成活性Pg	μgO ₂ /l·day	P ₁ +aP ₂	0.75~7.5	実測のPg/Chl.a比より換算して各Runごとに与えた
動物プランクトン*	mgC/l	Z	1	—
T-COD	mgCOD/l	B+P ₁ +P ₂ +Z+S ₁ +S ₂ +S ₃ +S ₄	3.0	Gloynaの藻類組成式 ⁴⁷⁾
P-COD	mgCOD/l	B+P ₁ +P ₂ +Z+S ₁ +S ₂	3.0	
S-COD	mgCOD/l	S ₃ +S ₄	3.0	C ₁₀₈ H ₁₈₀ O ₄₅ N ₁₆ PのThOD/C比より

* 検鏡の結果より、動物プランクトン一匹あたりの炭素量を利用して算出。

** Run12はScenedesmusで55, Ankistrodesmusで86, Run 14は42, 他はすべて30。

表 3 - 26 各コンパートメントの窒素、リン含有率

コンパートメント	変数名	基本的考え方	窒素/炭素	リン/炭素
1.バクテリア	B	全ケース一定	0.165	0.033
2.植物プランクトン	P ₁ , P ₂	Run毎には一定。	0.135-0.27	0.024-0.055
3.動物プランクトン	Z	全ケース一定	0.204	0.033
4.浮遊性有機物(非生物性)	S ₁ , S ₂	無機態濃度がマックスとならない範囲での含有率ただし、上限をもつ。	0.075-0.18 (上限)	0.0165-0.033 (上限)
5.溶解性有機物	S ₃ , S ₄	全ケース一定	0.120	0.033
6.無機物	I	T-N, T-Pから1~6を引いた残り。	—	—

浮遊性基質は無機態濃度が負とならない範囲内で、ある値以下の含有率で変動するとした。これは、植物プランクトン中の栄養塩含有率が低い場合、溶出・回帰が遅れることを表現している。一方、バクテリアや植物プランクト

ン等の生物も環境中のN,Pが不足するとその比率を変えることが知られている^{12, 20, 32)}が、本実験では分解初期を除き水中のN,Pは不足しなかったため、モデルを簡略化する意味も含め、生物体のC/N, C/P比は一定とした。

表 3 - 2 7 係 数 値 の 一 覧 表

(速度定数の採用値はすべて20℃での値; e底)

記号	名称	採用値範囲	参考値および備考
μ_B	バクテリアの 最大比増殖速度定数	10 (day ⁻¹)	実験結果と文献値 ^{29, 42)} , 0.4 hr ⁻¹ , 0.1~2.5 hr ⁻¹
K_B	バクテリアの基質に対する 半飽和定数	0.5-5.0 (mgC/g)	文献値41.9mg/l(バクテリア) ²⁹⁾ 参照
α_B	難分解性基質に対する 重み	0.015(-)	難分解性, 易分解性基質各々の減 少速度定数の比(実験結果)より
ω	バクテリアの密度効果	10-200(-)	実験でのバクテリアの最大計測値より
μ_Z	動物プランクトンの 最大比増殖速度定数	0.125 (day ⁻¹)	0.55~0.59 hr ⁻¹ (<i>D. pulex</i>) ⁴³⁾ , 0.15 hr ⁻¹ ⁴⁴⁾
K_Z	動物プランクトンの基質に 対する半飽和定数	10 mgC/g	60 μ gChl. a/g ³⁵⁾
α_Z	動物プランクトンの基質に 対する選択定数	0.1(-)	—
η_B	バクテリアの収率	0.5(-)	実験結果より
η_Z	動物プランクトンの収率	0.5(-)	0.2~0.7 ⁴⁵⁾
k_F	植物プランクトンの質変換 定数	0.2 (day ⁻¹)	(シミュレーションでの適合性より)
r_B	自己分解速度定数	0.25 (day ⁻¹)	呼吸速度 ⁴²⁾ 0.004~0.024 hr ⁻¹ および実験結果より
r_F	B; バクテリア P; 植物プランクトン	0.007-0.07 (day ⁻¹)	表3-1および実験結果より
r_Z	Z; 動物プランクトン	0.15 (day ⁻¹)	呼吸速度 ^{27, 42)} 0.005~0.007, 0.003 hr ⁻¹ と死滅速度 ⁴²⁾ 0.0006, 0.0013hr ⁻¹ および実験結果より
ζ_B	ζ 分解時の排泄物、 死骸の割合	0.6	各々の呼吸速度と死滅速度との割
ζ_P	B; バクテリア P; 植物プランクトン	0.5	合およびシミュレーションでの適合性より
ζ_Z	Z; 動物プランクトン	0.7	
ξ_1	ξ 排泄物死骸中の割合	0.14	
ξ_2	1; 浮遊性易分解成分	0.56	ネットサンプルの凍結隔解処理後の各成
ξ_3	2; 浮遊性難分解成分	0.21	分の割合とシミュレーションの適合性より
ξ_4	3; 溶解性易分解成分	0.09	
θ	4; 溶解性難分解成分	1.09	実験結果より

3.6.2 モデルの検証と考察

(1) 係数値および初期値の設定

同モデルによる数値計算は、明条件下での実験以外で実施した。係数値は文献等の範囲内で推定値と実測値とが適合するように試行錯誤で定めたが、モデルに汎用性を持たせるため、各Runでは同一、また異なるRunでも極力同じ値となるように努めた。表3-27に、諸係数の採用値およびその参考文献あるいは実験結果を示す。なお、文献情報の欠如するものは類似の現象などより類推した。

初期値は実験での分析値を原則として用いたが、易分解性と難分解性との割合など測定値のないものでは、推定値が実測値に適合するように定めた。図3-40に、実測値との適合性で求めた易分解性成分の割合と、有機物の減少曲線から得た割合(系Iのみ)を比較したが、図のように明らかな相関関係がある。実測値との適合性による方法でも実際の現象が反映されていることがわかる。

(2) モデル計算値の適合性の検討

本モデルによる推定結果は、すでに経時変化グラフ上で、シュミレーションによる推定

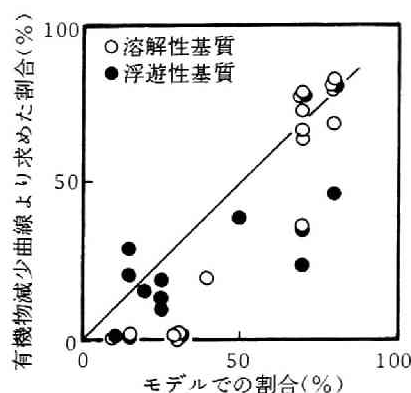


図3-40 非生物性有機物中の易分解成分の初期割合(系Iのみ)

(モデルの適合性より求めた値と有機物減少曲線より求めた値との比較)

値(図3-4,12,16-18,30,32,35-37)として示した。また一連の実験で得られた実測値と推定値との関連を図3-41に、またその相関係数を表3-28に示す。これらの結果から、本モデルの特徴として以下の点が示された。

植物プランクトン : Chl.a, 光合成活性の挙動に適合する植物プランクトンの減少速度定数は20℃の場合、e底で0.007~0.07day⁻¹(10底で0.003~0.03 day⁻¹)の範囲にあり、種によって明らかに異なった。しかし、とくに分解しにくい *Ankistrodesmus*と *Scenedesmus*の両藻類種(Run 12)を除けば0.025~0.07day⁻¹

(10底で0.01~0.03 day⁻¹)の比較的狭い範囲にあった。暗条件後のChl.aや光合成活性の増大を表現するため、植物プランクトンの状態を2相に分けたが、これにより、P-CODにおける実験初期の分解の遅滞も説明されており(図3-16,17)、妥当な仮定と考えられる。なお光合成活性やChl.aの含有率の相P1,P2での比aは、実測値との適合性により1.3とした。このモデル表現によって得られる藻類指標に対するモデルの相関係数は、全体(実数)で0.95以上、Runごとでもほとんど0.9以上と高い。

バクテリア : バクテリアについては従来の富栄養化モデルでも考慮外にされるケースが多く、その挙動を合致させることはとくにむ

表3-28 推定値と実測値との相関係数

項 目	検証データ数	実 数	対 数
		全実験(各Runごとに計算。その範囲)	
生菌数	367	0.68(0.10~0.79)	0.59(0.13~0.89)
Chl.a	254	0.96(0.89~1.00)	0.92(0.81~0.99)
光合成活性	215	0.95(0.90~0.98)	0.94(0.74~0.99)
動物プランクトン	83	0.88(0.66~0.93)	0.79(0.52~0.99)
T-COD	451	0.99(0.17~1.00)	0.99(0.16~1.00)
S-COD	451	0.97(0.20~0.98)	0.96(0.23~0.97)
P-COD	440	0.97(0.62~1.00)	0.96(0.59~0.96)
In-N	232	0.93(0.66~0.99)	0.82(0.65~0.99)
S.Org-N	209	0.80(-0.0~0.84)	0.75(0.05~0.84)
S-N	222	0.94(0.81~0.99)	0.93(0.83~0.98)
P.Org-N	211	0.95(0.75~0.98)	0.87(0.66~0.99)
PO ₄ ³⁻ -P	232	0.88(0.02~0.94)	0.77(0.03~0.91)
S-P	219	0.88(0.75~0.96)	0.89(0.74~0.97)
P-P	215	0.91(0.44~0.99)	0.94(0.53~0.99)
酸素消費速度	410	0.67(0.07~0.93)	0.85(0.33~0.91)

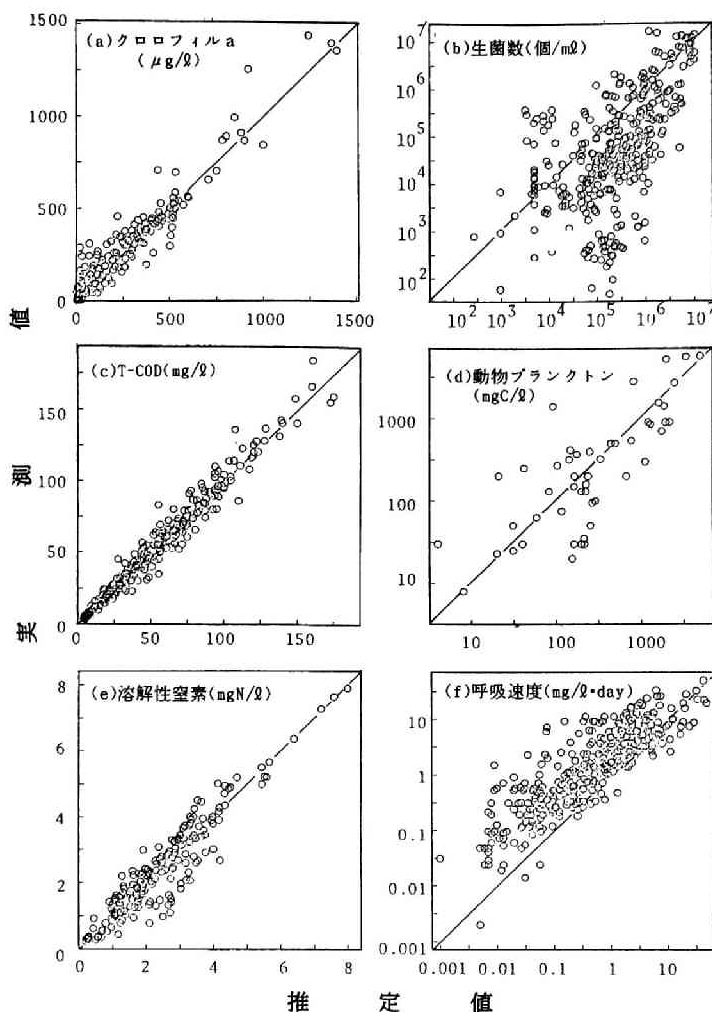


図 3-41 シミュレーションによる推定値と実測値

ずかしい。今回のシミュレーションでは、バクテリアの増殖速度定数と死滅速度定数とをすべてのRunで一定としたため、相関係数は0.6~0.7となり、推定値と実測値との相関は高くない。しかし、図3-4, 12, 16, 35のように全体的な変動の傾向は、本モデルでも、表現できている。とくにバクテリアによる基質摂取速度は、P-COD, S-CODの挙動の適合性からかなりよく表現できていると考えられる。ただし、その値を一致させるため、各Runごとに、基質

摂取の半飽和定数 K_B とバクテリアの密度効果定数 B を各々0.2~10 mgC/l, 5~200 (-)の範囲で変化させざるを得なかった。これは各Runでの細菌種の違いおよびその基質に対する影響の差を反映しているものと思われる。
動物プランクトン : 今回の一連の実験では動物プランクトンに対するデータが少ないが、概ねその挙動はシミュレートできた(図3-41)。
栄養塩類 : NとPとを比較すると、若干Pの方が推定精度は低かった(図3-18, 32, 36, 37)。こ

れはPでは分解時に著しい溶出回帰の遅れが見られたためだが、この点は、浮遊性基質中のN・P含有率を、無機態濃度が0とならない範囲で上限濃度以下とすること（バクテリアによる浮遊性基質分解の際、そのNやPはある含有率に達するまでは回帰しない）でかなり改善されたと考えられる（図3-37）。

温度：温度の効果は各反応速度定数に温度係数 θ を加えること（ $k=k_{20} \cdot \theta^{T-20}$ ）で表現した。その値は、実験結果を基に反応の種類によらず1.09と一定にしたが、その結果を見ると（図3-12, 35~37）概ね適合しており、このような形で水温の効果ひいては季節変動を考慮できるものと考えられる。

酸素消費速度：酸素消費は有機物の無機化に伴い生じるため、モデル中の無機化速度（図3-39参照）から換算し（ $C:O_2=1:3.0$ とした）計算できる。この推定結果に比べ、実測値は図3-41に示すように約3割高くなる傾向が認められた。本モデルで、T-CODの挙動を説明されている点からみて、この原因は実測の酸素消費速度の方がやや高めであったと考えられる。酸素消費速度は、試料を別のBODビンに移して求めており、その影響と考えられる。ただしその変動傾向は、図3-4, 16に示されるように、おおむね表現されている。

(3) 実水域水でのシミュレーションの結果

以上のモデルは、試料中の有機物濃度を高めた実験から得たパラメータをもとにしたものであり、濃度の低い実水域水で、成立するかを確認する必要がある。そこで琵琶湖水そのものを用いたRun 2およびRun 10, 11の一部について同モデルを適用した。なお、Run 10, 11においても諸係数値はネットサンプルでプランクトン濃度と高めた他のケースと同じ値を用いた（ただし、ネットサンプルと原水とで光合成活性/Chl. a比が大きく異なっていたので、それらの含有率だけは変えた）。結果の例が図3-42である。同図に示されるように、

CODはもちろんバクテリア等の各微生物群の挙動はほぼ把握されている。またNではやや実測値とのズレがあるがPではよく推定されている。低濃度による分析誤差を考慮すれば、本モデルは低濃度の湖水そのものにもN・Pを含め適用可能なことがわかる。

(4) 有機物分解時の各微生物群の役割評価とその挙動解析

以上の解析で、本モデルの妥当性が検証で

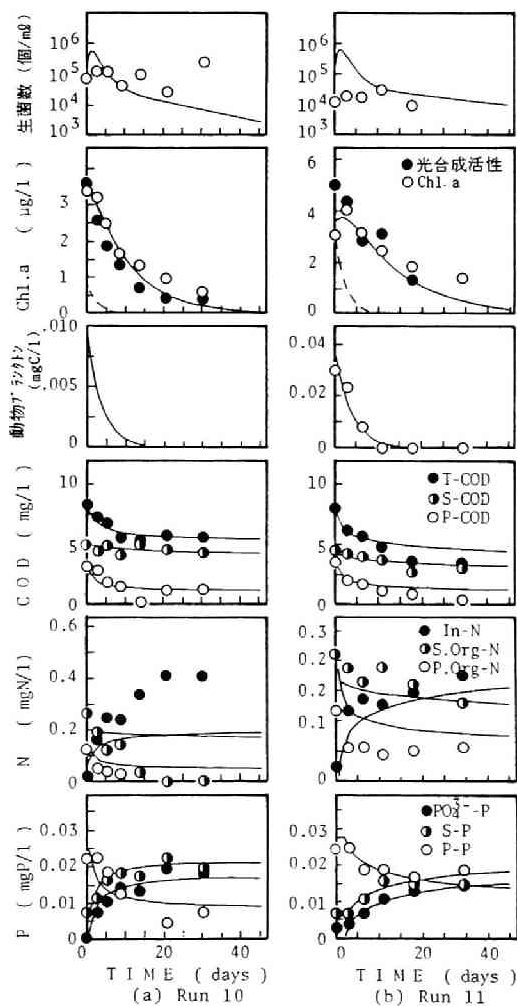


図 3-42 実水域水に対するモデルの適用
(曲線はシミュレーション結果)

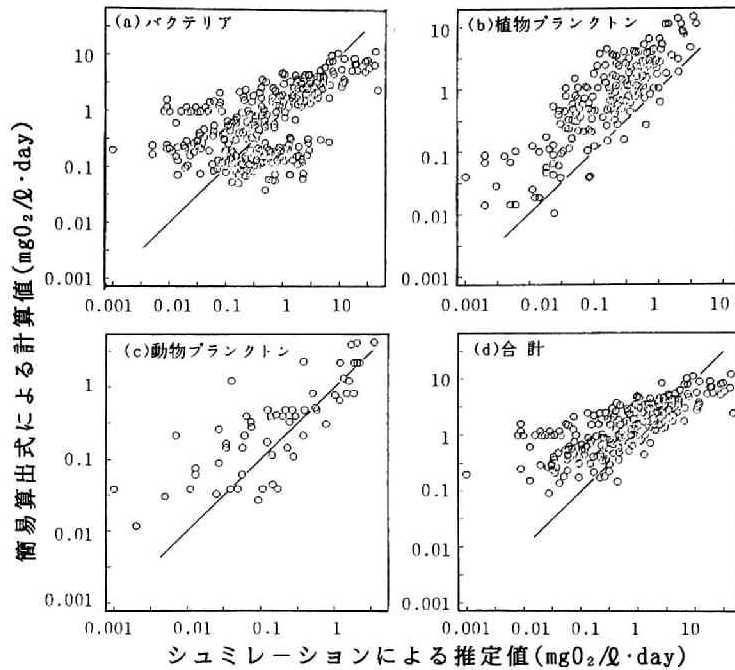


図3-43 呼吸速度の簡易算出式による値とシミュレーションによる値との精度比較

きたので、以下モデルで得た物質収支から、各微生物群の役割評価を試みる。同時に前節までの考察で得た、各種生物関連指標を用いて簡易に各微生物群の呼吸速度を算出する式(式(3-1,2,4)、以後簡易式と呼ぶ)の精度についても検討する。

まず、図3-43に各微生物群の呼吸速度について、シミュレーションによる推定値と簡易算出式による計算値とを比較する。動物プランクトンでは、バラツキも見られるが、両者はおおむね一致している。しかし、バクテリアではその簡易式が増殖期にあたるⅠ相で精度が落ちるため、値が高めのとき、簡易式の方がやや低めとなり、相関は高くない。植物プランクトンでは全体に3割程度高めの値となっているが、ほぼ両者はよく対応している。

簡易式およびモデルとで酸素消費速度の合計を比較すると、1:1のライン付近に存在するが、値の小さい場合に簡易式の方が高めにな

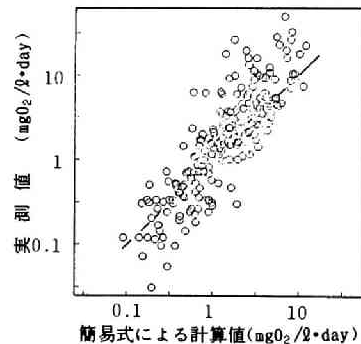


図3-44 酸素消費速度の簡易式による計算値と実測値との比較

る傾向がある。これは簡易式算出の基礎とした実測酸素消費速度が、やや高めであったため、図3-44のように簡易式の値と実測値とはほぼ1:1となっている。いずれにしろモデル、簡易算出式ともその推定値は対応しており、両者ともある程度の精度で、各微生物群の酸素消費速度を算定できるものと考えられる。

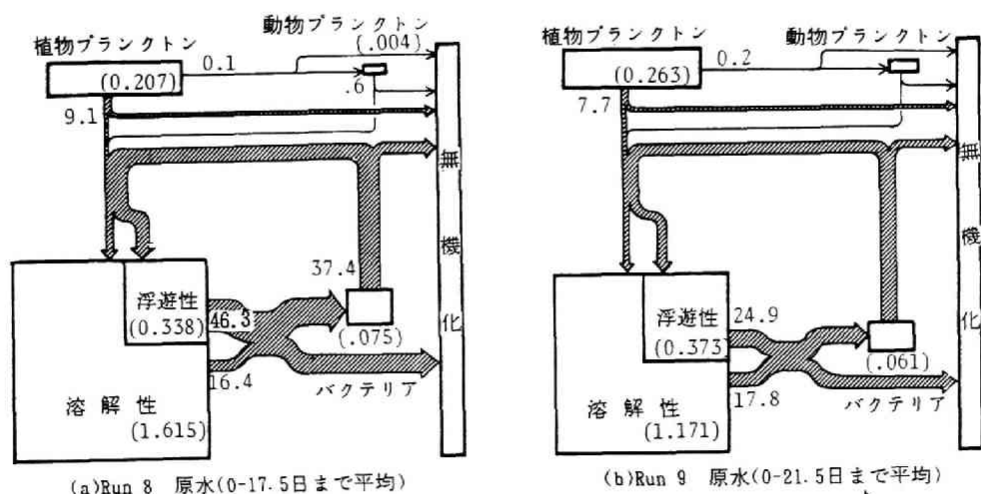
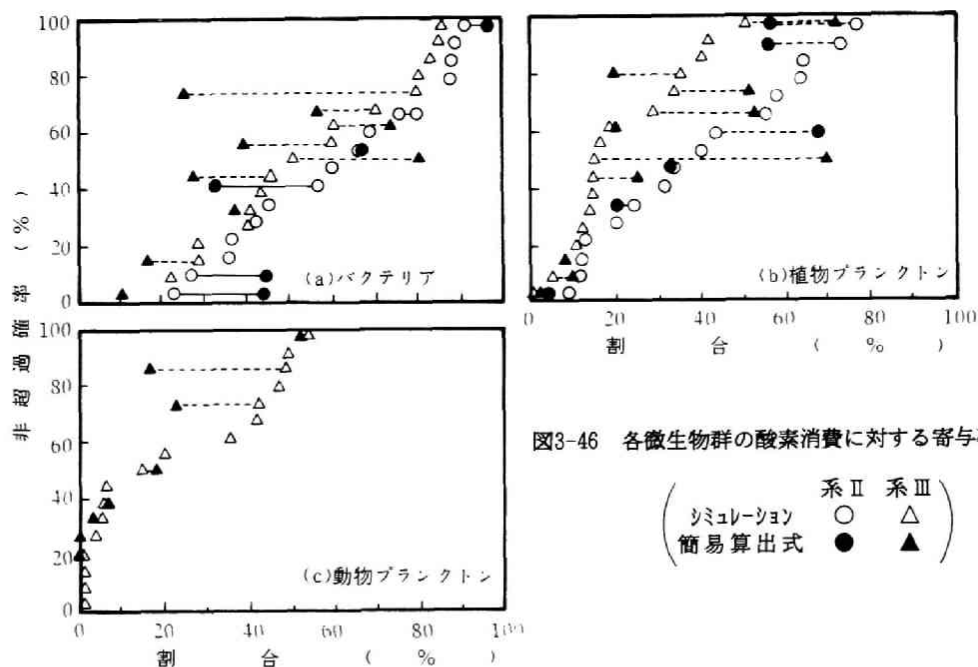


図 3 45 湖沼水の分解過程における物質循環 (炭素)
単位 $\text{mg/L} \cdot \text{day}$ ()内は平均現存量, mg/L $\rightarrow 30 \text{ mg/L} \cdot \text{day}$



つづいてモデルによる推定計算をもとに各微生物群の分解に占める役割を検討した。その例が図3-45である。これは琵琶湖水原水を用いたRun 10, 11について、その分解初期の約20日間の炭素の変化を図化したもので、変化

量(フラックス)の大きさに対応して矢印の幅を、各成分の存在量に対応してボックスの面積を示した。これらは多くの実験結果の一部だが、水質値とその流れとの一般的関係を示しており、実水域での物質移動を十分反映し

ていると考えられる。図を見ると、現存量では非生物性有機物について植物プランクトンが大きい、物質流れでは溶解性浮遊性有機物のバクテリアの摂取、およびバクテリアの自己分解が主要となっている。バクテリアは現存量としては比較的小さいが、その関与する量は多大といえる。植物プランクトンの自己分解もその流れに寄与するが、非生物性有機物、バクテリア間の循環過程に比べ小さい。なお、図の例では動物プランクトンの寄与が小さいが、この割合はケースによって異なった。

各生物群の分解に対する寄与割合を明確にするに、各々の酸素消費量に占める割合をシミュレーションで求め、非超過確率で図3-46に表した。比較のため簡易式による計算値（採水日間の呼吸速度は直線で補完）での割合も示した。なお通常の試料中の分解量評価のため、この計算は暗条件後20日間（水温20, 25℃）の値とした。また3群よりなる系Ⅲのみならず、バクテリアと植物プランクトンの系Ⅱの結果も併せて示した。

簡易式とモデルとを比較すると大きく異なることもあるが、およそ0~20%程度の差であり、ほぼ同様の傾向を示している。系ⅡとⅢとでは植物プランクトンで系Ⅱが約20%程度大きい傾向がみられるが、バクテリアではほとんど差がなく、動物プランクトンによる酸素消費分増大が、逆に植物プランクトンの分の減少につながることを意味している。これらの図より、平均的割合としてはバクテリアで30~80%、植物プランクトンで10~40%（系Ⅲ）、動物プランクトンで0~40%の範囲となった。試水の有機物構成では植物プランクトンの割合は高いが、相対的にみて酸素消費すなわち自浄過程への寄与は小さいことが明らかとなった。一方、動物プランクトンは、ほとんど寄与していないケースから40%程度寄与するまで大きく異なり、その寄与は時期・季節によって大きく変動し、場合によっては水中有機物を制御する鍵となることが示された。

文献でも、無菌状態での植物プランクトンの分解量は30~40%であるのに対し、バクテリアを植種した場合は70~80%と高くなると報告されている^{9, 11, 12)}。また、原生動物の存在がさらに効果的であるとの報告¹³⁾もある。これに付随する栄養塩の回帰では、DePintoら¹²⁾は、植物プランクトン分解過程において、無菌的な場合はNで30%程度、Pではほとんど無機化されず、亜硝酸化、硝酸化も起きないが、バクテリア植種の場合は、Nで50~95%、Pで30~95%と大きく回帰し、Nでは硝化も進むことを示している。これらの研究成果との一致性からも、本シミュレーション式および簡易式の有効性が検証できた。

3.6.3 まとめ

以上、本節ではそれまでの実験結果に基づいて各指標間の関係を整理し、そのモデル化を行なった。そして、それを用いて有機物過程における各生物の役割を検討し、以下の成果を得た。

- ① バクテリア・植物プランクトン・動物プランクトンおよび非生物性有機物をコンパートメントとして含む7元の微分方程式を用い、さらに各コンパートメントのN, P含有率を利用することで富栄養化水の分解過程を説明するモデルを開発した。
- ② 同モデルにより上記各成分およびN・Pの各形態濃度の推定を相関係数0.9以上で可能であることを示した。またそれから計算される呼吸速度が簡易式による値と適合している点よりその有効性も検証された。
- ③ 本式に基づく物質収支から富栄養化水域水中の物質循環として非生物性有機物のバクテリアの摂取、バクテリアの自己分解が重要であることを指摘し、各生物の自浄過程における役割をその酸素消費量から整理して、現存量としては大きい植物プランクトンは約10

～40%と比較的小さく、バクテリアが40～70%と主要な作用をすることを示した。一方、

動物プランクトンは0～40%の範囲と、場合によって大きく異なることが明らかとなった。

第6節 結 語

本章では、富栄養化水域水を用いた暗条件好気の回分実験により、その有機物分解過程における生物反応機構と各微生物群の役割を検討し、それらの寄与量で有機物の分解過程を評価することを試みた。

第3節では、生物相がバクテリアのみの系での実験結果に基づき、有機物分解過程に係るバクテリアの特性について考察し、

① バクテリアは代謝容易な有機物が存在すると、数日以内に高増殖性浮遊態のタイプを主体とするピークを生じること。

② 非生物性有機物の分解は、減少速度定数が $0.3 \sim 0.6$, $0.003 \sim 0.006 \text{ day}^{-1}$ の易分解性および難分解性成分の2成分の1次反応で説明可能であり、試料による違いは、両成分の割合の差によること。

③ バクテリアは植物プランクトン由来の有機物のうち、粒径 $0.025 \sim 8 \mu\text{m}$ のものを容易に分解し、炭水化物・アミノ酸・タンパク質として計測されにくく、 E_{280}/COD 比の高い $1.1 \sim 9.4 \text{ nm}$ のものはあまり分解しないこと。

④ 湖沼水中のバクテリアは、生菌数あたりのCODが $3 \sim 10 \times 10^{-10} \text{ mgCOD/個}$ 、収率が約0.5、最大比増殖速度定数が $0.083 \sim 0.12 \text{ hr}^{-1}$ (10底)であること。

⑤ バクテリアの呼吸速度 $R_b(\text{mgO}_2/\text{g} \cdot \text{hr})$ は、生菌数 $B(\text{個}/\text{g})$ とT-COD濃度 $S(\text{mg}/\text{g})$ と $R_b = a \cdot B \cdot (S/B)^{3/4}$ ($a = 7.8 \times 10^{-4}$ (20°C), 10.0×10^{-4} (25°C)) の関係があり、その値は本式から推定できることを示した。

第4節ではバクテリアと植物プランクトンとの系での実験結果より有機物分解過程での

植物プランクトンの影響と特性を検討し、

⑥ 分解過程初期には、植物プランクトンの基質代謝に伴う内生呼吸の影響が大きく、その藻体の死骸と溶解性有機物の放出で、バクテリアによる分解が促進されること。

⑦ 植物プランクトンの減少速度定数は藻類種によって大きく異なるが、通常の藻類が混在系では平均的減少速度定数は、 0.03 day^{-1} (10底)の前後の比較的一定した値となり、P-CODは $0.001 \sim 0.03 \text{ day}^{-1}$ の範囲の減少速度定数となること。

⑧ 植物プランクトンの呼吸速度は、藻類種が一定の場合には、(呼吸速度/光合成活性)比から概算でき、その比は各藻類種で $0.05 \sim 0.3$ の範囲であること。

などの成果を得た。

第5節では三微生物群混合系の実験結果より動物プランクトンの有機物分解過程に及ぼす効果について検討し、

⑨ 動物プランクトンは捕食を中心とした代謝活動で、それを含まない系の1.5～2倍の有機物無機化を促進させること。

⑩ 動物プランクトンを含む系での減少速度定数は、Chl. a, T-COD, P-CODでそれぞれ $0.01 \sim 0.04$, $0.007 \sim 0.05$, $0.01 \sim 0.07 \text{ day}^{-1}$ 程度であること。

⑪ 動物プランクトンの呼吸速度は、その乾重量より推定可能なこと。

⑫ 水温は各微生物の反応速度に大きく影響し、温度係数 $\theta (k = k_{20} \theta^{(T-20)})$ 値で、 $1.05 \sim 1.15$ 程度となること。

を示した。

さらに、第6節では第5節までの実験成果

に基づいて各指標間の関係を整理し、以下の成果を得た。

- ⑬ バクテリア・植物プランクトン・動物プランクトンおよび非生物性有機物を変数として含む7元の微分方程式で、N,Pを含めた富栄養化水の分解過程を説明するモデルを開発した。
- ⑭ 同モデルで関連各成分濃度の推定が相関係数0.9以上で可能であることを示し、それから計算される呼吸速度が簡易式による値と適合している点より、その有効性も検証した。

- ⑮ 本式に基づく物質収支から富栄養化水域水中の物質循環として非生物性有機物のバクテリアの摂取、バクテリアの自己分解が重要で、各生物の自浄過程における役割をその酸素消費量から整理して、その現存量としては大きい植物プランクトンは約10~40%と比較的小さく、バクテリアが40~70%と主要な作用をすることを示した。一方、動物プランクトンは0~40%の範囲と、場合により大きく異なることを明らかにした。

第3章 参考文献

- 1)大規晃ら,"隔離水界による富栄養化防止対策の検討",国立公害研究所特別研究'陸水域の富栄養化防止に関する総合研究'研究内容検討資料,p91-95(1983)
- 2)倉沢秀夫ら,"Bag実験による諏訪湖における基礎生産と分解関係の研究",諏訪湖生物群の生産力に関する研究,JIBP-PF, No. 4, p36-74(1972)
- 3)手塚泰彦,"諏訪湖の有機栄養細菌ならびに動物プランクトンの分解過程",諏訪湖生物群の生産力に関する研究,JIBP-PF, No. 1, p85-88(1969)
- 4)渡辺義人,"諏訪湖におけるセストン炭水化物の層別変化及びその分解過程",諏訪湖生物群の生産力に関する研究,JIBP-PF, No. 2, p111-114(1970)
- 5)Otsuki, A. & Wetzel, R. G., "Release of Dissolved Organic Matter by Autolysis of a Submersed Macrophyte, *Scirpus subterminalis*", *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 19, p842-845(1974)
- 6)Carpenter, S. R. & Adams, M. S., "Effects of Nutrients and Temperature on Decomposition of *Myriophyllum spicatum* L. in a Hard-water Eutrophic Lake", *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 24, No. 3, p520-528(1979)
- 7)Fallon, R. D. & Brock, T. D., "Decomposition of Blue-Green Algal(Cyanobacterial) Blooms in Lake Mendota, Wisconsin", *Appl. Environ. Microbiol.*, Vol. 37, No. 5, p820-830(1979)
- 8)Grill, E. V. & Richards, F. A., "Nutrient Regeneration from Phytoplankton Decomposing in Seawater", *J. Mar. Res.*, Vol. 22, p51-69(1964)
- 9)Kamatani, A., "Regeneration of Inorganic Nutrients from Diatom Decomposition", *J. Oceanogr. Soc. Jpn.*, Vol. 25, No. 2, p63-74(1969)
- 10)半田暢彦,"*Skeletonema costatum*における炭水化物の代謝",諏訪湖微生物群の生産力に関する研究,JIBP-PF, No. 2, p133-140(1970)
- 11)Jewell, W. J. & McCarty, P. L., "Aerobic Decomposition of Agae", *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 5, No. 10, p1023-1031(1971)
- 12)DePinto, J. V. & Verhoff, F. H., "Nutrient Regeneration from Aerobic Decomposition of Green Algae", *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 11, No. 4, p371-377(1978)
- 13)Sudo, R., Ohtake, H., Aiba, S. & Mori, T., "Some Ecological Observation on the Decomposition of Periphytic Algae and Aquatic Plants", *Water Res.*, Vol. 12, p179-184(1978)
- 14)村井悟,"藻類の分解と栄養塩の回帰",水質汚濁学会講演集, Vol. 14, p93-98(1980)
- 15)Matsunaga, K., "Studies on the Decomposition Processes of the Phytoplanktonic Organic Matter", *Jap. J. Limnol.*, Vol. 42, No. 4, p220-229(1981)
- 16)Rogers, P. W. & DePinto, J., "Estimation of Phytoplankton Decomposition Rates Using Two-Stage Continuous Flow Studies", *Water Res.*, Vol. 17, No. 7, p761-769(1983)
- 17)Otsuki, A. & Hanya, T., "Production of Dissolved Organic Matter from Dead Green Algae Cells. I. Aerobic Microbial Decomposition", *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 17, No. 2, p248-257(1972)
- 18)Fukami, K., Simidu, U. & Taga, N., "Fluctuation of the Communities of Heterotrophic Bacte-

- ria during the Decomposition Process of Phytoplankton", *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, Vol. 55, p171-184(1981)
- 19) 小山忠四郎, "湖沼における浄化作用(I)", 用水と廃水, Vol. 18, No. 3(1976)
- 20) Force, E. G., Jewell, W. J. & McCarty, P. L., "The Extent of Nitrogen and Phosphorus Regeneration from Decomposing Algae" *Advances in Water Pollution Research*, Vol. 2, Proc. of 5th International Conf., San Francisco, Pergamon Press, New York III-27, p1-5(1970)
- 21) 藤井滋穂, 宗宮功, "COD_c測定および利用に関する2, 3の知見—COD_cとTOCとの関係およびCOD_cの自動測定法について", 水質汚濁研究, Vol. 10, No. 10, p631-634(1987)
- 22) 山田春美, 河村清史, 河野哲郎, "重クロム酸カリウムによるCODについて", 水処理技術, Vol. 14, No. 12, p1229-1251(1973)
- 23) 相崎守弘, 中島拓男, "細菌分布から見た霞ヶ浦の物質代謝の特徴", 国立公害研究所研究報告, R-22, p63-87(1981)
- 24) ZoBell, C. E., "Domain of the Marine Microbiologist" in 'Symposium on Marine Microbiology', edited by Oppenheimer, C. H., published by Charles C Thomas Publisher, Springfield, Illinois, USA, p3-27(1963)
- 25) 桜井善雄, "湖沼における細菌と藻類の量的関係" 微生物の生態2, p35-51, 学会出版センター(1975)
- 26) DeMotto, W. R., "Feeding Selectivities and Relative Ingestion Rates of *Daphnia* and *Bosmina*", *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 27, No. 23, p518-527(1982)
- 27) 手塚泰彦, "水圏生態系の食物連鎖と微生物", 微生物の生態1, p71-87, 学会出版センター(1974)
- 28) 鈴木孝男, 栗原康, "連続培養系における細菌, 原生動物, 水生ミミズの生態学的特性に関する研究", 水質汚濁研究, Vol. 7, No. 6, p384-392(1984)
- 29) 鈴木孝男, 栗原康, "混合培養系における細菌, 原生動物, 水生ミミズ個体群の変動機構", 微生物の生態6, 学会出版センター, p107-127(1979)
- 30) 藤田利彦, 関口義彰, 加康三千夫, "活性汚泥の生物学(2)", 水処理技術, Vol. 10, No. 2, p1-13(1969)
- 31) 河村清史, "活性汚泥による都市下水処理に関する基礎的研究", 京都大学博士論文(1982)
- 32) 津野洋, 合田健, "クロレラ種の増殖過程における窒素および磷濃度の影響に関する研究", 環境問題シンポ, Vol. 4, p74-79(1976)
- 33) 津田松苗, "汚水生物学", p230, 北隆館(1964)
- 34) 田井慎吾, "技術の評価—排水規制・処理効率の立場から—", 新しい生物学的処理技術総覧, 科学技術開発センター, p59-74(1978)
- 35) DiToro, D. M., O'Connor, D. J. & Thomann, R. V., "A Dynamic Model for the Phytoplankton Population in the Sacramento San Joaquin Delta", *Advances in Chemistry Series*, No. 106, p131-180(1971)
- 36) 岡田光正, 須藤隆一, "藻類増殖とリン", 用水と廃水, Vol. 22, No. 8, p891-906(1980)
- 37) 岩熊敏夫, 安野正之, "霞ヶ浦における一次生産特性", 国立公害研究所報告R. 22, p99-122(1981)
- 38) Blazka, P., Brandl, Z. & Prochazkova, L., "Oxygen Consumption and Ammonia and Phosphate Excretion in Pond Zooplankton", *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 27, No. 2, p294-303 (1982)
- 39) 大森信, 池田勉, "動物プランクトン生態研究法", 生態学研究法講座5, p106-121, 共立出版(1976)
- 40) Tezuka, Y., "A Method for Estimating Bacterial Respiration in Natural Water", *Jpn. J. Ecology*, Vol. 29, p60-65 (1968)
- 41) 島津康男, "システム生態学", 生態学講座36, p18-30, 共立出版(1973)
- 42) Eckenfelder, W. E. & O'conner, D. J., "Biological Waste Treatment", Pergamon Press, p22-42 (1961)
- 43) 宝月欣二, "水界生態学", 生態学講座3, p68-70, 共立出版(1970)
- 44) 倉沢秀夫, 山岸宏, 為政國野, "諏訪湖のプランクトンの季節変化(1970年)—プランクトンの数と量との優占種の比較—", 諏訪湖生物群集の生産力に関する研究, JIBP-PF, No. 3, p41-53(1971)
- 45) 山本護太郎, 伊藤猛夫, "水界動物生態学II", 生態学講座16, p43-54共立出版(1973)
- 46) 田川日出夫, 沖野外輝夫, "生態遷移研究法", 生態学研究法講座10, p156-166, 共立出版(1979)
- 47) Gloyna, E. F., "Basis for Waste Stabilization Pond Designs" in 'Advances in Water Quality Improvement', edited by Gloyna, E. F. & Eckenfelder, W. W. Jr., p397-408, Univ. of Texas(1968)
- 48) 丹保憲仁, 亀井翼, "処理性評価のための水質変換マトリックス(I)—有機成分の凝集処理による除去の予測と評価—", 水道協会雑誌, No. 530, p8-18 (1978)
- 49) 合田健編, "水質工学(応用編)", p84, 丸善(1976)

第4章 酸化池実験によるモデル富栄養湖の 物質収支把握と自浄能評価

第1節 概説

4.1.1 概要

酸化池は、藻類の光合成および表面曝気による酸素供給と好気性細菌による有機物分解とを組合せた簡便で安価な汚水の浄化方法である。酸化池は1～3次処理まで多くの利用形態があるが、3次処理池では藻類の増殖過程が細菌による有機物分解より卓越するため、富栄養湖と同様の事象がみられる。

本章では、2次処理水を流入水とする酸化池を、汚濁の著しいモデル富栄養湖と見なし、定期的に水質・沈降物調査および各種の試験を実施することにより、そこでの生物・化学・物理に係わる諸反応を定量して物質収支を求めた。そして、その結果を通じて、酸化池内の各種反応の自浄作用への効果を評価した。

以下、1節では酸化池の特徴とその中での反応過程を文献より考察し、2節では酸化池実験の方法を説明する。3節では同実験池の水質・沈降量等の変化特性を概述し、4節では各種の試験結果から池内の反応機構を明らかにする。5節ではこれらの結果から池内の物質収支を明らかにして、各種反応の自浄作用に対する効果を検討する。

4.1.2 酸化池の特性¹⁾

酸化池とは生物学的に汚水を処理する池の総称であり、ラグーンや安定池ともよばれる。

これらの池は池内の酸素状態により、好気性池、通性嫌気性池、嫌気性池に大別される。好気性池は好気状態下で有機物を効率的に分解する方法で、底層まで光が届くように水深を20～30cmと浅く取り、池内全層を好氣的とする。一方、嫌気性池は高濃度BOD廃水の前処理として、後続する通性嫌気性池の負荷軽減する目的で利用されることが多い。池内の有機物分解過程は有機酸生成とメタン発酵よりなるが、これらの反応はゆっくり進むため、滞留時間を30～50日と長くとる必要がある。通性嫌気性池は水深を0.6～1.5 mにして、池内上層を好気性に、下層を嫌気性状態にする方法であり、米国では汚水処理用の酸化池の主流をなしている。

好気性池では光合成による酸素供給と流入有機物の酸素消費量との関連が重要で、その比はD0レベルやBOD除去率など池の処理成績に影響する重要な因子となる。Oswald²⁾はこの比と原理的にほぼ同値である(藻類による太陽エネルギーの転換効率)/(流入有機物の分解に必要な酸素を光合成で得るのに必要エネルギー効率)比をOFと称し、酸化池設計の基準とすることを提案した。図4-1にはOFとBOD除去率との関係を示す。夜間や天候不順な時でも有機物を好氣的に分解するため、光合成過剰の1.6付近のOF値設定がBOD除去率にとって最適であるとしている。一般に、富栄養湖は生産が分解より大きいOF>1.8の過大領域に相当していると考えられる。

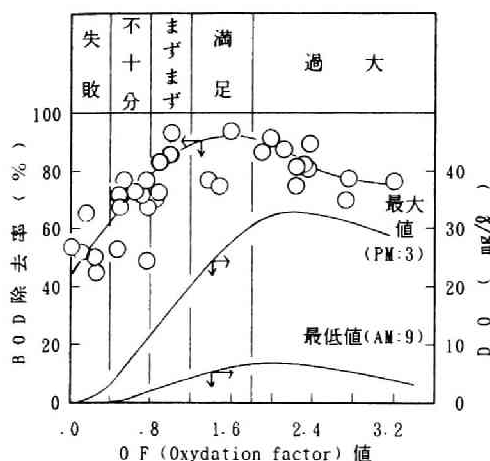


図 4 1 O F と B O D 除 去 率¹⁾

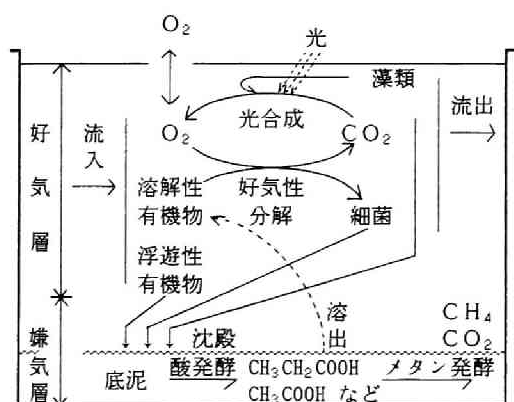


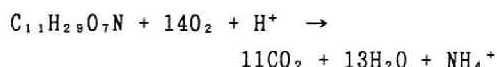
図 4 - 2 酸化池の浄化機構

酸化池は有機物除去の目的で1次、2次処理として多く用いられるが、放流水質を熟成・安定化させる目的で欧米では3次処理としても研究・利用され、米国においては1962年の時点ですら343の施設で家庭下水の3次処理用施設として酸化池が稼働している³⁾。その効果には、バルキング等で2次処理プロセスが不調時に残留BODの分解や浮遊物の除去を通じて2次処理を補完的する働きのほか、栄養塩類の除去や大腸菌等除去による疫学的安全性の向上が指摘されている。その他、Rye Meads

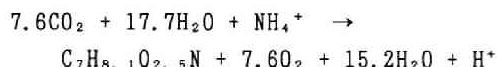
(イギリス)の実プラントの運転⁴⁾により①毒物の濃度低下②毒物流入の発見③高濃度アンモニアの平均化現象が報告されている。逆に、池内では光合成が活発であるため溶存酸素の注入効果は大きい、藻類由来の浮遊物質・有機物が増大し、時として問題となる。

4.1.3 酸化池内の反応機構

酸化池内の主要な反応機構は、図4-2のように示される。流入有機物のうち固形物は沈殿して底泥を形成する。この堆積速度は1次処理で数10cm/year、3次処理で数cm/yearである¹⁾。溶解性有機物は好気層で分解される。Oswald⁵⁾は流入有機物の平均組成を $C_{11}H_{28}O_7N$ として、以下の分解反応を示している。



一方、池内の光合成反応についてOswald⁵⁾は下記の式を提案している。



藻類種としては、藍藻類の *Oscillatoria*, *Microcystis*, *Phormidium*, 珪藻類の *Navicula*, *Nitzschia*, 緑藻類の *Scenedesmus*, *Chlorella*, *Clamydomonas*, *Stigeoclonium*, 鞭毛虫類の *Euglena*などがよく観察される。

昼間光合成反応により CO_2 が消費されると、 HCO_3^- との平衡が移動し、pHは上昇するが、呼吸作用の大きい夜間では逆に低下する。典型的な好気性池では溶存酸素飽和率の最高値は200~300%となり、pH値は10~11に達する。

増殖した藻類や細菌、流入水中の固形性有機物などは沈降し、底層で集積するため、底層部は好気性池でも嫌氣的となりやすい。有機物の嫌気性分解は一般に酸発酵とメタン発酵の2段階よりなるが、その他脱窒等種々の

反応が生じる。各反応は還元状態の進行に連れ、① $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^-$ 、② $\text{Mn}^{4+} \rightarrow \text{Mn}^{2+}$ 、③ $\text{Fe}^{3+} \rightarrow \text{Fe}^{2+}$ 、④ $\text{SO}_4^{2-} \rightarrow \text{S}^{2-}$ 、⑤ CH_4, H_2 の発生の順で進む⁶⁾。

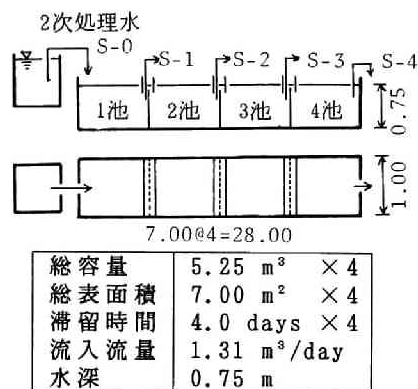
池内の主な浄化機構は、生産者の藻類と分解者の細菌の作用で説明されるが、魚や動物プランクトンの消費者も重要な役割を演じている。酸化池では、*Brachionus*, *Keratella*などの輪虫類、*Daphnia*, *Moina*等のミジンコ類、種々のカイミジンコがよく観察される。これらは水をろ過する作用を持つため、池の透明度の増加に寄与するとともに、細菌や藻類を捕食しその過剰増殖を防ぐ。また、下水などのデトリタスを直接摂取する⁸⁾ほか、大型のデトリタスを微細化するなどにより細菌によ

る分解作用を間接的に促進する働きも持つ。

底層ではユスリカの幼虫やヤゴがよく観察される。その個体数はユスリカの幼虫で早春に400個体/ m^2 、晩春に10,000個体/ m^2 程度ともなる⁹⁾。これら小動物は一般に酸素に対する抵抗性が強く、ユスリカの幼虫では無酸素でもしばらく生存できるものが多い⁷⁾。魚は、小動物や流入水中のデトリタスを捕食し、有機物の無機化に寄与する。またハクレンやカワチブナのように直接藻類を摂取する魚もいるが、池内の藻類種は数 μm 程度と小さいため、藻類の捕食効率が低い場合が多い。魚の効果を比較した酸化池実験結果では、魚を含むケースの方が小動物が少なくなり、逆に藻類の大増殖が認められる⁸⁻¹¹⁾。

第2節 実験方法

酸化池実験は、1月10日から同年11月10日までの間、京都大学衛生工学教室水質汚濁制御シミュレーション施設で水深0.75m、滞留時間16日の池を用いて実施した。図4-3に示すように、実験池を流下方向に4等分し、滞留時間の影響を調べた。各池を上流から、1池、2池、3池、



S-0～S-4, 採水地点

図 4 - 3 酸化池の概要

表 4 1 水質の分析方法

水質指標	分析方法・機器
日射量	ネオ日射計 (実験施設)
降水量	転倒マス型自記雨量計 (屋上設置)
水温	アルコール温度計
溶存酸素(DO)	ウインクラー-ア'化トリム変法**
アルカリ度	上水試験方法に準拠
pH	pHメータ
COD _{注1)}	Standard Methods(1975)に準拠
SS _{注2)}	ガラス繊維ろ紙法**
SS, VSS _{注3)}	遠心分離法**
一般細菌数	平板法*
呼吸速度	酸素を用いた現場法
総生産速度	
NH ₄ ⁺ -N	インドフェノール法*
NO ₂ ⁻ -N	N-(1ナフチル)エチレンジアミン法**
NO ₃ ⁻ -N	フェノール-スルホ酸法*
カルシウム _{注1)}	滴定法**
有機態窒素 _{注1)}	(カルシウム)-アンモニア性窒素
全リン T-P _{注1)}	EPA混合試薬法で分解後、PO ₄ ³⁻ -P測定
無機リン _{注3)}	2N硫酸で16時間分解後、PO ₄ ³⁻ -P測定
PO ₄ ³⁻ -P	モリブデン青法**
クロロフィルa(Chl. a)	メンブラン紙捕集物を90%アセトンに24hr浸し、抽出後、吸光度測定
フェオ色素 C a ²⁺	カルシウム硬度*

* 上水試験方法(1978) ** 下水試験方法(1974)

注1) 未ろ過ろ過両者測定 注2) 池水、沈降物で測定

注3) 底泥で測定

注4) ろ別は0.45 μ メンブランフィルター使用

表 4 2 酸化池実験における各種試験の方法と目的

実験	期間	サンプル	間隔と回数	目的	方法	測定項目
水質分析	1/10 ～ 11/12	S-0 ～ S-4	原則として 4日毎 (75回)	酸化池内の水質変化の把握	各サンプリングより採取	pH, 水温, アルカリ度, DO, COD*, NH ₄ ⁺ -N, NO ₂ ⁻ -N, NO ₃ ⁻ -N, Kje-N*, T-P*, PO ₄ ³⁻ -P, Chl. a, Ca ²⁺ , 生産量
	4～ 10月	S-0 ～ 4	1ヶ月ごと	水質成分の精密な把握	同上	検鏡, SS, BOD ₅
沈降成分分析	4/ 1 ～ 11/12	1池 ～ 4池	8日毎 (26回) 1ヶ月毎 (6回)	沈降物質の量および組成の把握	池底に広口ビンを設置し、一定期間後回収、その成分を分析。8日間毎と1ヶ月毎並行実施	Chl. a, COD, T-P (1ヶ月毎および8日毎) SS, Kje-N, 無機リン (1ヶ月毎)
付着藻類量	6/8 ～ 11/12	1池 ～ 4池	1ヶ月ごと (6回)	池内壁面の付着性藻類量の把握	池水面下20cmにアスベスト板を置き、付着藻類をアセトンで抽出、Chl. a測定	Chl. a, フェイ色素
明暗ビン試験	6/16 と 10/2	1池 ～ 4池	2回	藻類等の生産・呼吸による水質変化把握	池水を三角フラスコに密封し、明・暗条件下で池内に1日静置し、分析	水温, pH, DO, NH ₄ ⁺ -N, NO ₂ ⁻ -N, NO ₃ ⁻ -N, PO ₄ ³⁻ -P, Chl. a, COD*, アルカリ度, 生産量
日変動	7/10 と 10/10	S-0 ～ S-4	2回	流入水及び池水の水質24hr変化の把握	DO・生産量・呼吸量を2～3時間毎に測定。他項目は6時間毎に測定	同上
降水成分	7/ 2 8/23	降水	2回	降水中の無機イオン濃度測定	降水と採取、分析。	NH ₄ ⁺ -N, NO ₂ ⁻ -N, NO ₃ ⁻ -N, PO ₄ ³⁻ -P
底泥組成調査	11/12	1～ 4池 底泥	1回	底泥の量および成分分析	実験終了時に上層液を抜き底泥を回収、分析	底泥全量kg, SS, VSS, Chl. a, フェイ色素, COD, Kje-N, T-P, 無機リン, 一般細菌, 検鏡
底泥作用	11月	同上	数回	底泥の生産・呼吸作用把握	DOビン中に底泥にいれ、DOの変化把握。	DO, NH ₄ ⁺ -N, NO ₂ ⁻ -N, NO ₃ ⁻ -N, PO ₄ ³⁻ -P, pH

* ; ろ過(0.45 μmメンブランフィルター使用)、未ろ過両者を測定。

4池と名付ける。流入水には、同施設内の活性汚泥法処理プラント流出水を用いた。

採水は、1月10日より4日ごとに、流入水と各池の流出端の水について13時に行なった。同時に4月1日からは8日ごとおよび1か月ごとに沈降物を採取した。さらに実験終了の11月12日には池水を除き、最終的な池内底泥全量

を採取した。その他、池内の反応機構を調べるため、各種の実験を行なった。水質・底質の分析方法を表4-1に、実験の概要を表4-2に示す。水試料のろ別では0.45 μmのメンブランフィルターを用いた。なお、7月26日から9月1日までは活性汚泥法処理プラントの不調のため流入水が停止していた。

第3節 実験結果の概要

本節では水質・沈降物の経時変化特性から、酸化池の特徴を概説する。

4.3.1 環境因子の経日変化

酸化池内の物質挙動に影響を及ぼす環境因子には、日射量、降水量、水温および風速がある。図4-4に、それらの経日変化を示す。日射量は、降雨などの影響で夏至に最大とはならなかったが、5月から6月の間にピークがあり、10日間平均日射量は5月下旬の約500 cal/cm²・dayが最大値であった。水温は、全期間平均値が18.7℃で、8月下旬に最大値31.2℃を記録した。日射量、水温とも時間のズレはあるが、夏季に高く冬季に低い典型的な季節変化をしていた。

降水量は、6月下旬の207 mm/10日という集中的なものを除けば、各季節に平均的に分布しており、10日間に約50mm前後の量であった。

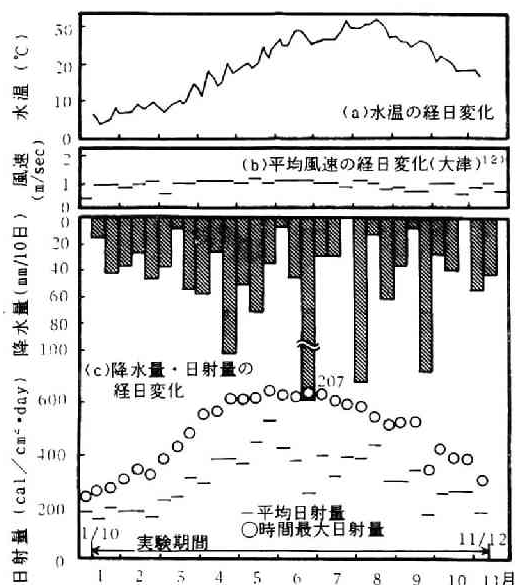


図4-4 環境因子の経日変化
(風速以外は実験施設での測定値)

風速(彦根気象台大津データ)^{1,2)}は0.5~1.2 m/secと変化が小さく、全期間平均風速は1.0 m/secであった。

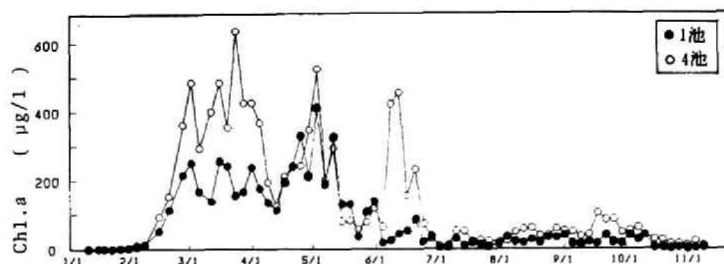
4.3.2 水質の経日変化

表4-3に主要水質項目の全期間平均値を、図4-5(a)~(d)にクロロフィルa(Chl. a)、炭素(C)窒素(N)、リン(P)のそれぞれの経日変化を示す。ただし、炭素各成分は流入水、池水とも濃度が低く、直接TOC計による正確な値の把握が困難なため、表4-4の式¹³⁻¹⁵⁾で無機態炭素(In-C)はアルカリ度より、有機態炭素(Org-C)はCOD_{Cr}値より算出した。

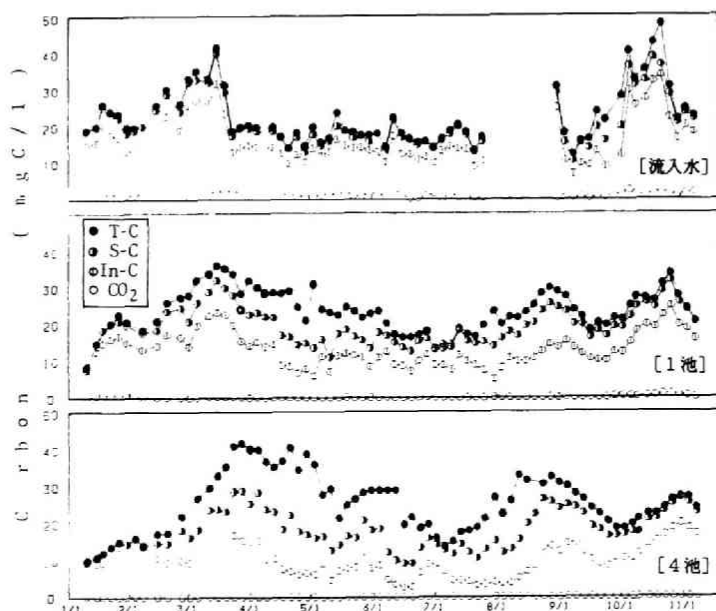
流入水は炭素、窒素、リンとも無機態がそれぞれ72, 91, 61%を占めており、きわめて藻類が摂取しやすい形態であった。一方、池内では、藻類の増殖を反映して、これらの無機態が減少するとともに浮遊態が増大し、pHは9以上、DOは10 mg/L以上の過飽和状態となった。N, Pの除去率を全窒素(T-N)、全リン(T-P)の平均濃度から算出するとそれぞれ44, 43%となる。全炭素(T-C)は、流入水22.7 mg/Lに対し、

表4-3 主要水質項目の全期間平均

項目 (単位)	流入	1池	2池	3池	4池
pH (—)	7.43	9.13	9.56	9.74	9.84
In-C (mgC/L)	16.3	13.0	11.6	10.7	8.8
Chl. a (μg/L)	0	78.2	99.8	118.1	136.3
DO (mgO ₂ /L)	4.4	11.7	14.3	15.5	16.6
T-C (mgC/L)	22.7	23.8	23.6	24.9	25.5
S-C (mgC/L)	21.2	19.6	18.7	18.5	18.2
P. Org-C (mgC/L)	1.63	4.17	4.99	6.41	7.53
NH ₄ ⁺ -N (mgN/L)	1.76	0.82	0.57	0.39	0.26
NO ₃ ⁻ -N (mgN/L)	0.27	0.40	0.41	0.44	0.45
NO ₂ ⁻ -N (mgN/L)	7.66	5.20	4.15	3.38	2.83
In-N (mgN/L)	9.69	6.48	5.16	4.21	3.53
S-N (mgN/L)	10.41	7.29	6.00	5.01	4.40
T-N (mgN/L)	10.41	8.03	7.03	6.35	5.82
PO ₄ ³⁻ -P (mgP/L)	0.461	0.301	0.219	0.186	0.154
S-P (mgP/L)	0.538	0.377	0.292	0.253	0.223
T-P (mgP/L)	0.751	0.554	0.482	0.462	0.430
Ca ²⁺ (mgCa/L)	18.65	18.53	18.12	17.97	17.75
水温 (°C)	19.7	18.7	18.7	18.7	18.7



(a) クロロフィル a



(b) 炭素

図 4 5 主要水質項目の経日変化

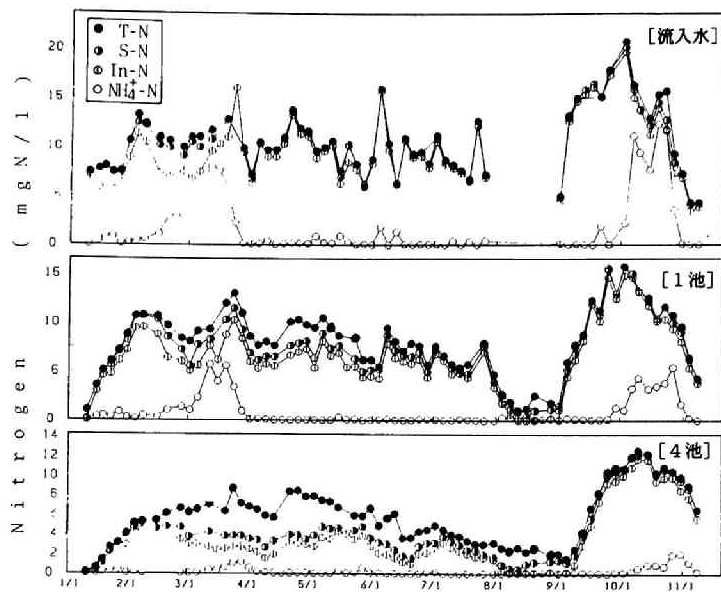
表 4 - 4 炭素濃度の計算方法¹²⁻¹⁵⁾

形態	式 (条件)	備考
無機態	$\frac{0.2475(M-P-\delta)}{2\alpha_1 + \alpha_2 - 0.00274} \quad (P>0)$	Parkの文献他 ^{12, 14)} を参考に7Mリ度と炭素イソとの関係から算出 文献 ¹⁵⁾ より
有機態	$\frac{0.2403(M-\delta')}{3} \quad (P=0)$	

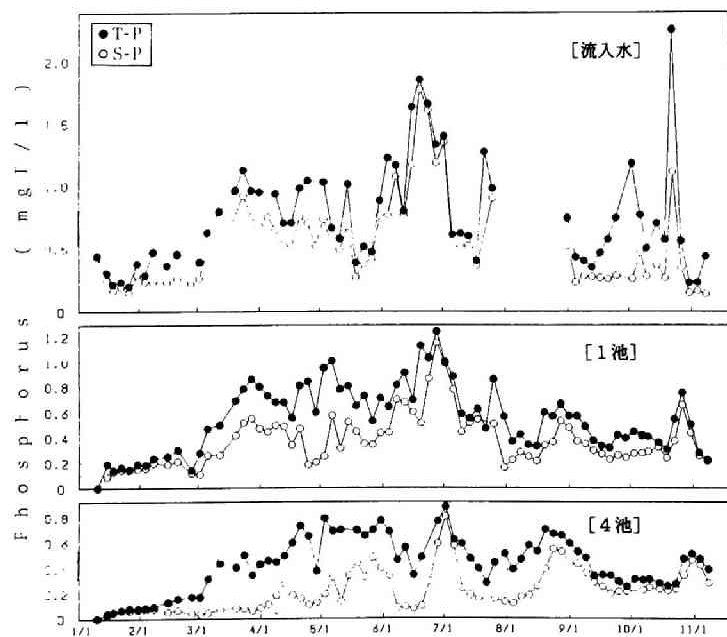
M ; 5Mリ度(mg/L), P ; 7Mリ度(mg/L)
 α_1, α_2 ; $\text{CO}_3^{2-}, \text{HCO}_3^-$ 各々のモル分率(pH値と反応定数より算出)
 δ, δ' ; 他のイオン(NH_4^+ など)の補正値(=0)

4池流出水が25.7 mg/Lと池内で増加した。

経時的な藻類量変化をクロロフィル a (Chl. a) で調べると、Chl. a は2月中旬から急激に増大し、3月2日に250~500 µg/Lの最初のピークをむかえ、以後6月下旬まで増加、減少を繰り返した。7月下旬よりChl. a は急激に減少するが、これは7月下旬から8月上旬にかけてアセトン抽出の悪い藻類が主体となったことも原因の一つと考えられる。10月中旬からは藻類の減退は顕著になった。Chl. a の最大値は1池



(c) 窒 素



(d) リ ン

図 4 - 5 主要水質項目の経日変化

の412 $\mu\text{g}/\text{L}$ から4池の635 $\mu\text{g}/\text{L}$ へと流下方向に増大しており、長期滞留によって藻類が増殖したことがわかる。この間、藻類種としては *Clamydomonas*, *Scenedesmus*, *Nitzschia* および未同定のクロレラ様ナンノプランクトンが観察された。なお、1池では *Nougeotia* (ヒザオリ藻) が9月上旬から底層で繁茂しはじめ、実験終了時には1池の底面をくまなく覆った。一方、動物としてはカイミジンコ、サカマキガイ、ミズスマシ、ユスリカが観察された。

炭素の経日変化は、Chl. a の変化に対応して後方の池ほど固形化が著しく、4池では浮遊性有機態炭素 (P. Org-C) の最大値は21.9 mgC/L (4月29日) となり、同日の流入水 P. Org-C の15倍にもなった。一方、池内の In-C は夏季に5 mg/L 以下にまで減少した。池内 pH 値から炭酸イオン中の CO_2 モル分率を求め、In-C 濃度とから CO_2 濃度を計算し、図4-5(b)に付記したが、それは池内ではほとんど0に近い状態であった。

窒素でも、炭素と同様、3月から6月にかけて固形化が著しかった。8月の流入停止時期には無機態窒素 (In-N) が0.1 mgN/L 以下ときわめて低濃度となり、藻類増殖が窒素制限状態と

なった可能性がある。3月と10月には2次処理プラント不調のため、流入水中のアンモニア性窒素 ($\text{NH}_4^{+}\text{-N}$) が最高12.3 mgN/L となったが、同時期の4池流出水の $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$ は2.0 mgN/L 以下であり、 $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$ はみかけ上除去されやすいことが示された。池別では、後方の池ほど T-N 濃度は低くなった。

リンの固形化は3月から9月にかけて平均的に生じ、CやNとその挙動が異なった。全リン (T-P) 中の溶解性リン (S-P) の割合は流入水で72%、4池で51%と流下方向に減少した。

4.3.3 生産量・呼吸量の経日変化

池内の生産量・呼吸量を、現場法 (24時間、池水面下20cmにBODピン設置、DO測定) で測定した。その結果を図4-6に、1, 4池の総生産量、呼吸量で示す。

総生産量は2月になると徐々に増加し、3月2日にピークを生じ、4月から6月の間は、日々変動するが約5~20 $\text{mg}/\text{L}\cdot\text{day}$ の高い生産を示した。Chl. a が急激に減少した7, 8月でも10mg

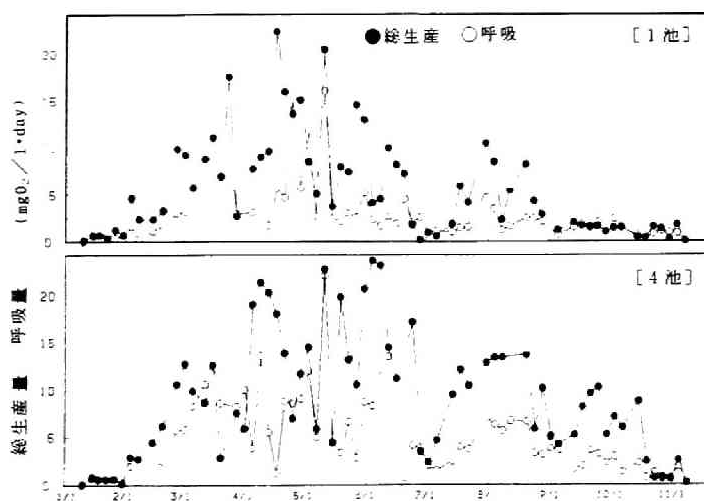


図4-6 生産量・呼吸量の経日変化
(総生産量と呼吸量との差が純生産量に相当)

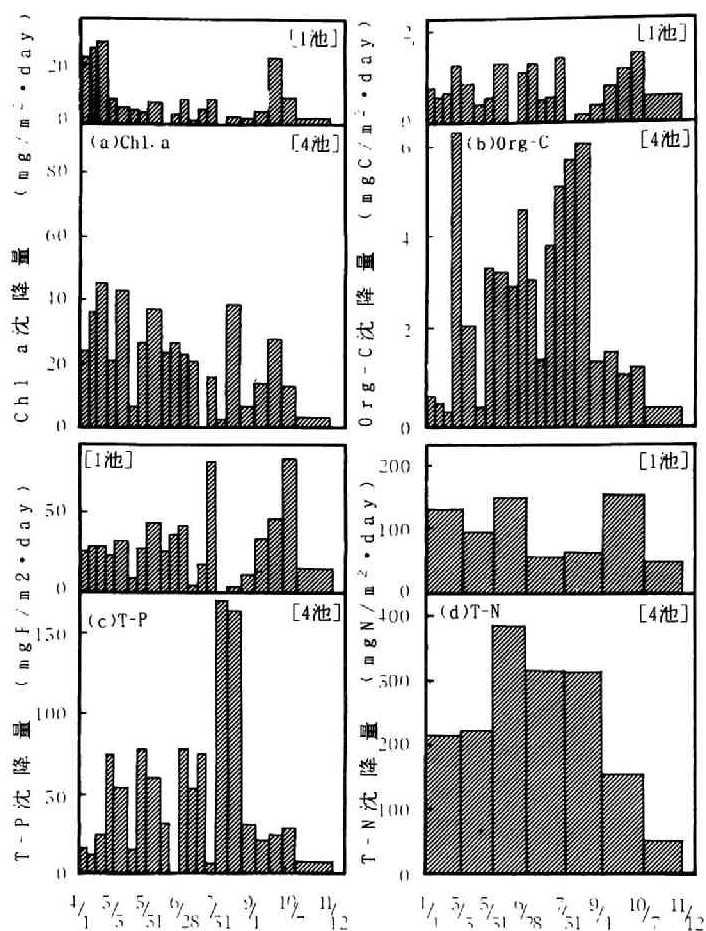


図 4-7 1 日あたり沈降量の経日変化

日・day前後の比較的大きな生産性を示したが、9月以降は徐々に減少し、11月にはほとんど0となった。全期間の平均総生産量は、1～4池でそれぞれ4.47, 6.19, 7.22, 7.32 mg/日・dayであり、後方の池ほど生産が大きかった。なお明ビンでは、24時間後の測定時に過飽和によると考えられる気泡の発生をしばしばみており、そのため明ビンD0値ひいては総生産量と純生産量とが若干低めに与えられていると考えられる。一方、呼吸量も総生産量と似たパターンを示し、全期間の平均値で1～4池それぞれ2.25, 2.97, 3.06, 3.51 mg/日・dayと、流

下方向に増大している。純生産量は各池ともほとんどが、正の値となっており、池内が生産体として作用していたことがわかる。各池の全期間平均値は1～4池で2.22, 3.20, 4.26, 3.81 mg/日・dayであった。

4.3.4 沈降量の経日変化

本実験では各池底面に沈降物捕集ビンを設置し、8日ないしは32日ごとに回収して沈降フラックスを求めた。Chl. a, C, N, Pについて、そ

の結果を1池および4池を例として図4-7に示す。図より沈降量は短期的に大きく変動することがわかる。Chl.a沈降量は、5月だけでも最小で6 mg/m²·day、最大で44 mg/m²·dayと8倍近く変動したが、この沈降量変化は、上層水浮遊物濃度と対応していた。Chl.a沈降量は4月から6月に多く、4～11月までの全沈降量の56%がこの時期に沈降していた。一方、C、Pでは4月から8月にかけて多く沈降した。4～11月の平均沈降量はChl.aでは1池から4池で各々7.8, 11.1, 18.0, 22.2 mg/m²·day、Cでは0.71, 0.90, 1.49, 2.36 mg/m²·dayと沈降量は流下方向に増大した。ただし、Pでは30, 30, 37, 50 mgP/m²·dayと、流下方向への増加の割合は他の項目にくらべて小さく、これからもPの挙動の違いが予想された。Nでは1ヶ月ごとのデータしかないが、1池で100 mg/m²·day前後、4池で200～400 mg/m²·day程度の沈降量である。

一般湖沼での野外調査結果では、富栄養湖の諏訪湖で0.38 gC/m²·day, 65 mgN/m²·day(1971/8)³¹⁾、オンタリオ湖で44 mgN/m²·day(1975/7-8)³²⁾、霞ヶ浦で7.23 gC/m²·day, 520 mgN/m²·day(1981/6-9)³³⁾、中栄養湖の木崎湖で0.21 gC/m²·day, 22 mgN/m²·day(1953/6-12)³⁴⁾、水月湖で0.92 gC/m²·day, 134 mgN/m²·day(1967/3-6)³⁵⁾、さらに貧栄養湖の

青木湖で0.050 gC/m²·day, 6.1 mgN/m²·day(1953/6-8)³⁴⁾が報告されている。これらのデータと比較しても本酸化池の沈降量が、富栄養湖と同等あるいはそれ以上であり、かなり多いことが示される。

4.3.5 底泥分析結果

つづいて図4-8に実験終了時に採取した底泥の組成を示し、その特徴を考察する。1～4各池で強熱減量(IL)は38～43%、C/N比は7.6～8.8の範囲にあった。一般湖沼¹⁶⁻¹⁸⁾では表4-5に示すように強熱減量は25%以下であり、富栄養湖の諏訪湖でも17.3%でしかなく、酸化池底泥がきわめて有機物に富むことがわかる。しかし、C/N比は諏訪湖で8.0であり、この点では湖沼との明確な差はみられない。一方、藻類・動物プランクトンのC/N比は一般に4～7であり、酸化池底泥がこれらの死骸に由来することを考えると、NがCよりもはやく遊離することがわかる。池別では、C、N、Org-PおよびILの含有率は、1～3池では後方の池ほど

表 4 5 一般湖沼底泥との比較¹⁶⁻¹⁸⁾

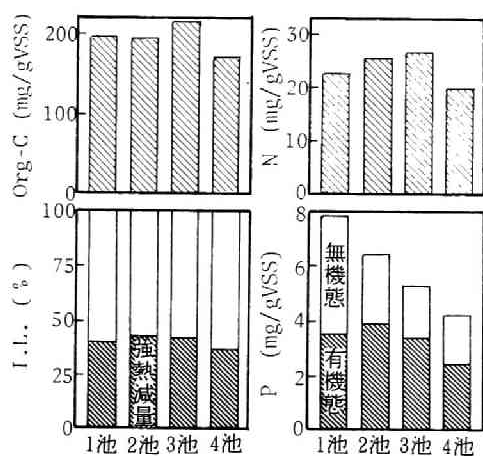


図 4 - 8 底泥成分の比較

湖沼名	含有率 (%)				C/N 比	文献
	炭素	窒素	リン	I.L.		
本邦 46湖沼 (平均値)	1.5 8.6	0.15 1.04		8.4 24.9	5 10	16
	3.8	0.44		14.5	8.6	
	3.3	0.38		11.7	8.7	
茨城中沼 諏訪湖	4.3	0.54		17.3	8.0	16
	0.3	0.03		2.1	8.9	
浜名湖	3.6	0.25		17.7	10.6	16
印旛沼 手賀沼 諏訪湖	4.4 6.3 4.3	0.38 0.55 0.44	0.062 0.14 0.18	16.2 13.3 —	11.6 11.5 9.8	17
	11.7	0.90	—	—	13.0	
白樺湖						18
本酸化池	17.2 21.6	1.95 2.63	0.42 0.79	37.7 42.6	7.6 8.8	実測

増大するが、4池では1池よりも低くなる。このことから4池では分解がかなり進行していることが予想される。一方、In-Pは後方の池ほど含有率が大きく低下し、その結果、T-Pでも流下方向に含有率が低下した。なお、1池で9月上旬から底面で繁茂した *Mougeotia* についての分析結果を表4-6に示しておく。

表 4 6 *Mougeotia*の成分分析結果

	総量(g)	含有率(%)
乾重量	1660	—
Org-C	475	28.6
T-P	9.13	0.55
T-N	101	6.1
Chl.a	14.5	0.88

4.3.6 まとめ

本節で得られた結果を列記する。

- ① 流入水中の炭素,窒素,リンは無機態が中心でその割合はそれぞれ72,91,61%であり、きわめて藻類が摂取しやすい形態であった。
- ② 藻類は2月中旬に急激に増殖しはじめて以来、10月中旬に減退が顕著になるまで池内に一定量繁茂していた。Chl.aの平均濃度は1池

～4池で78.2, 99.8, 113.1, 136.3 $\mu\text{g}/\text{L}$ と流下方向に増大していた。その影響で、pHは9以上、DOは10 mg/L 以上の過飽和状態となった。Chl.aの変化に対応してC,N,Pの浮遊物が増加し、逆に無機イオンが減少した。

- ③ 沈降量は短期的に変動したが全期間で見ると浮遊物量の変化と対応していた。一方、底泥は強熱減量が40%程度であり、一般湖沼に比べ有機物の割合がきわめて高かった。

第4節 池内の物質挙動

本節では定期水質調査および個別実験の結果から、池内の主要な反応機構とその影響因子の解析を行なう。4.4.1では水中での反応について、その生産・分解を中心に影響因子の解析と、その効果の把握を行なう。4.4.2では底泥への移行およびその変化過程について、浮遊物の組成変化解析からその質変化の特性を考察する。さらに4.4.3では底泥自身の作用について個別実験の結果から解析する。

4.4.1 水中での反応

(1) 生産量・呼吸量の影響因子

池内での主要な生物反応は、生産と呼吸とに要約できる。ここでは明暗ビン法の実験結果を用い、これらがどの因子に影響されるのかを検討する。

図4-9に各池の総生産量Pgと、関連環境因子の日射量と水温、そして藻類量指標のChl.aとT-CODとの関係を示す。図で水温以外の項目は対数軸で表記した。図を見ると、日射量、水温とも総生産量と関連性は見られるが、全体の相関係数は各々0.3, 0.1とかなり低い。一方、藻類量指標のP-COD, Chl.aとは相関係数は0.7前後と高く、池内の生産が環境因子よりもむしろ藻類量に強く影響されていることがわかる。なお、N,Pなど栄養塩の無機態濃度流入停止後列の8月下旬以外は第4池でも藻類の制限レベルには達しておらず、相関係数でも正の値となっていない。池ごとの特徴では、後方の池ほど水温や日射量でプロットが上方に位置している。これは後方の池ほど藻類量が増大している影響であり、したがって総生産の内容をもっと明確にするためには、各因子の

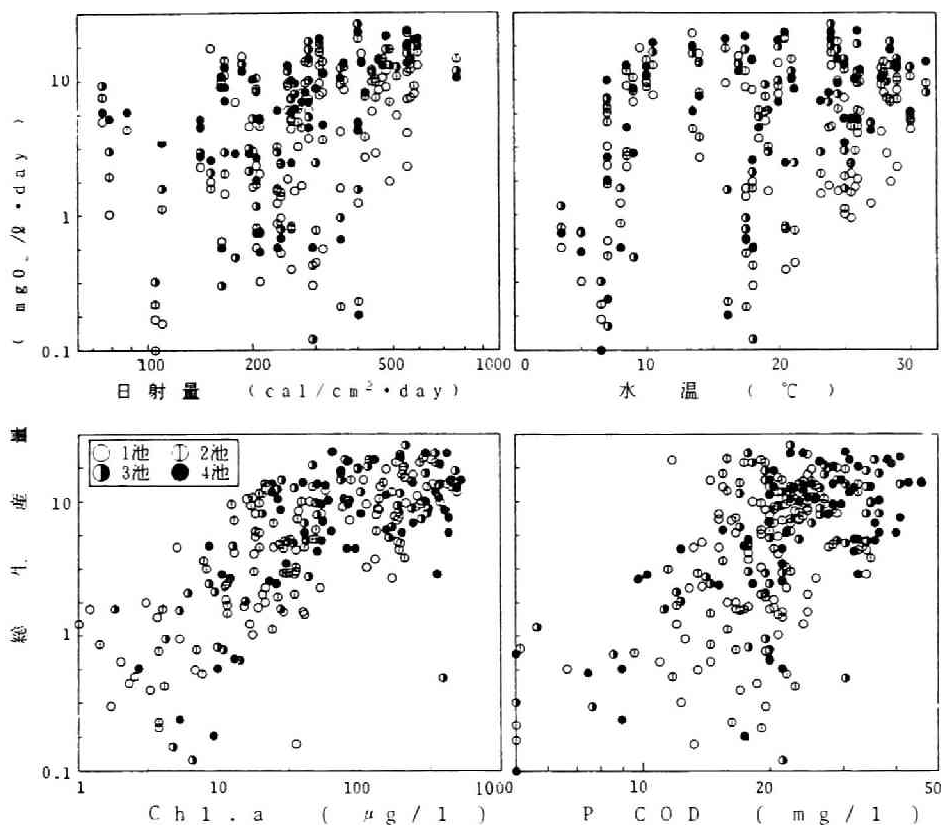


図 4-9 総生産量とその影響因子との関係

相互作用として総生産を把握する必要がある。

そこで総生産量Pgを目的変数に他の因子を説明因子として、重回帰分析を行なった。この際、データをそのままの形（以後ケースⅠと呼ぶ）と、それらの対数値（水温は除く；ケースⅡ、回帰式は指数形となる）との両者で実施した。結果を表4-7に示す。両ケースとも第1説明変数としてP-CODが選ばれ、第2,3の変数としてChl.aあるいは日射量が、そして最後の変数として温度が選ばれた。各変数の採択および排除の基準としてF検定を実施したが、これら4変数とも両ケースで有意と判断された。4変数を用いたときの最終的な重回帰式における各変数の寄与の程度は、最終回帰式における各変数のF検定結果から判断で

き、ケースⅠの場合、日射量とP-CODの寄与が強い。対数値のケースⅡの場合、Chl.aについて日射量とその主な影響因子となっている。ケースⅡの重回帰式で、P-COD, Chl.aの係数値はそれぞれ0.196, 0.452であった。P-COD, Chl.aの内部相関の高いことから、藻類量に関する同一変数と見なし、その係数値を計算するとそれは0.65であり、藻類量に比例せず、その増大とともに減少する傾向が読み取れる。同じく日射量に対しても0.5の係数であった。水温に関しては温度係数は1.03と一般の温度係数²²⁾1.05に比べ低い。4変数すべて用いたときの重相関係数はケースⅠが0.766、ケースⅡが0.794と指数形の方が予想精度が高い。

図4-10に、呼吸量について関連因子の水温、

表 4 7 総生産量および呼吸量の関連因子による重回帰分析

ケース 目的 変数	説明変数		相関係数		重回帰係数*		F値 (注2)	実質寄与率%**	
		水質指標	重回帰	単回帰	偏回帰	正規化		寄与率	加算分
ケースⅠ 総生産 Pg	第1変数	P-COD	0.708	0.708	0.168	0.419	31.5	49.9	49.9
	第2変数	日射量 I	0.754	0.494	0.0126	0.309	38.5	56.5	6.6
	第3変数	Chl.a	0.761	0.497	0.0110	0.236	10.3	57.3	0.8
	第4変数	水温 θ	0.766	0.184	0.087	0.112	4.98	58.0	0.7
ケースⅡ 総生産 Pg (対数)	第1変数	P-COD(対)	0.714	0.714	0.196	0.189	6.42	50.7	50.7
	第2変数	日射量(対)	0.746	0.675	0.452	0.590	61.8	55.3	4.6
	第3変数	Chl.a(対)	0.778	0.340	0.492	0.229	25.9	60.3	4.7
	第4変数	水温 θ	0.794	0.103	0.0127	0.192	15.1	62.4	2.4
ケースⅢ 呼吸R	第1変数	P-COD	0.733	0.733	0.112	0.436	61.1	53.8	53.8
	第2変数	Chl.a	0.789	0.728	0.0126	0.416	55.5	61.9	8.1
ケースⅣ 呼吸R (対数)	第1変数	P-COD(対)	0.793	0.793	0.320	0.377	32.3	62.7	62.7
	第2変数	Chl.a(対)	0.837	0.773	0.307	0.472	54.8	69.8	7.1
	第3変数	S-COD(対)	0.841	0.512	0.275	0.087	4.08	70.3	0.5
	第4変数	水温 θ	0.843	0.030	0.0044	0.078	3.32	70.6	0.3

注1) * 採択された全変数を用いた時の値 ** その変数を採択したときの値

注2) 最終の重回帰式について各係数値の有意性を検討したF値

注3) 単位 Pg, R ; mg/ℓ·day, I ; cal/cm²·day, θ ; °C, Chl.a ; μg/ℓ, P-COD, S-COD ; mg/ℓ

注4) 重回帰式 ケースⅠ Pg $0.168 \cdot P-COD + 0.0126 \cdot I + 0.0110 \cdot Chl.a + 0.087 \cdot \theta - 1.95$
 ケースⅡ Pg $0.0190 \cdot (P-COD)^{0.196} \cdot (Chl.a)^{0.452} \cdot I^{0.492} - 1.030 \theta$
 ケースⅢ R $0.112 \cdot (P-COD) + 0.0126 \cdot (Chl.a) + 0.81$
 ケースⅣ R $0.141 \cdot (P-COD)^{0.320} \cdot (Chl.a)^{0.307} \cdot (S-COD)^{0.275} - 1.010 \theta$

Chl.a, T-COD, P-CODとの関係を示した。水温は若干相関関係は認められるが、同一の温度でも数十倍も値が異なることがある。これに対して、藻類量指標のChl.a, P-CODではかなり相関は高く、呼吸に占める藻類の影響の強いことがわかる。T-CODでの相関性の高さはP-CODの影響と考えられる。この呼吸量についても、総生産と同じくデータそのままおよびその対数値の2ケースで重回帰分析を行ない、各因子の影響を調べた。ただし変数には、水温, Chl.a, P-COD, S-CODを選んだ。結果を表4-7に示す。この場合も第1変数にはP-CODが、第2変数はChl.aが選ばれた。データの加工を行わないケースⅢでは、これら2変数以外は回帰に有意とは判断されなかった。一方、ケースⅣでは4変数とも有意と採択されたが、その変数増加に対する実質的な寄与率の増加は、2変数に比べ1%未満と低い。両ケースともS-CODの寄与の低さから、本酸化池ではS-COD

の分解にともなう酸素消費は呼吸にあまり関与せず、その呼吸は浮遊物の寄与でほぼ占められることが明らかである。またP-COD以外にChl.aも採択され、その係数が正であったことより、浮遊物でも特に藻類関係の因子が強く関連していることがわかる。なお、ここでも指数形の回帰式の方が最終的な重回帰係数で0.843と予測精度が高い。

(2) 生産・呼吸に伴う水質変化

藻類等の生産・呼吸には水質の変化が伴う。この作用を把握するため、6月10日および10月2日に三角フラスコに池水を満たして24時間明暗条件で、池内に静置（水面下約20cm）し、その水質変化を調べた。なお、動物プランクトンの影響を避けるため、池水は、250μmのフルイでろ過して使用した。表4-8にその結果を示す。無機イオンのIn-C, In-N, PO₄³⁻-Pは明条件で減少、暗条件で増加し、逆にDO, Org-C

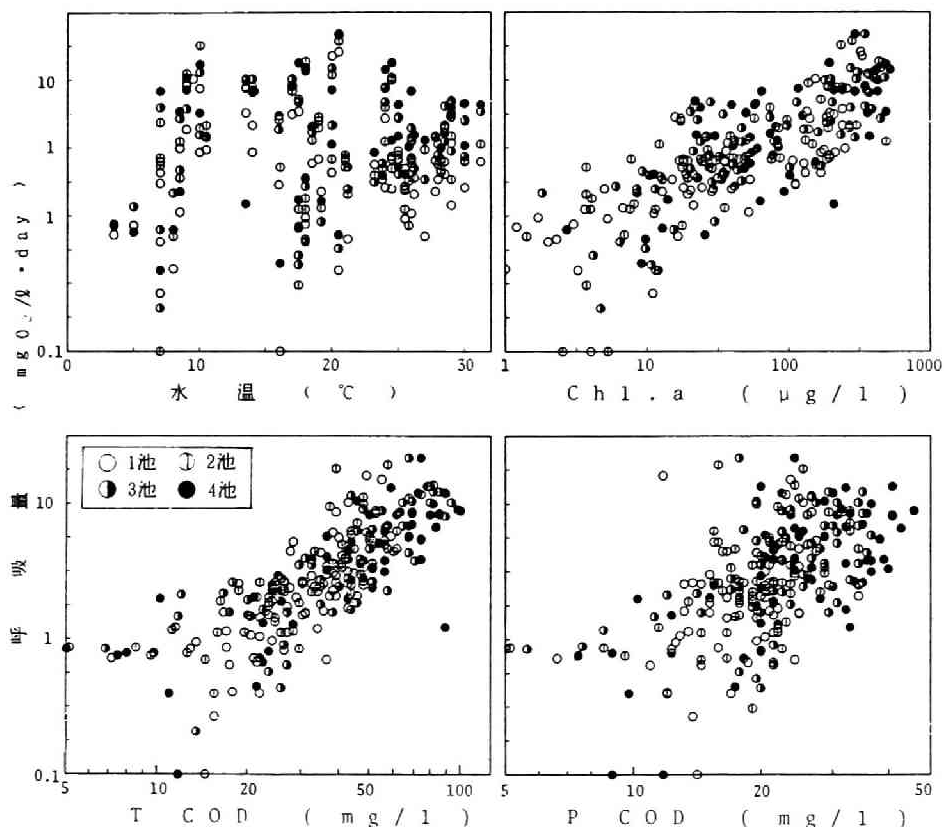


図 4 - 1 0 呼吸量とその影響因子との関係

表 4 8 明ビン・暗ビン試験の結果
数値はケースの数

	D O	In -C	In -N	PO ₄ ³⁻ -P	Org -C
	+ 0 -	+ 0 -	+ 0 -	+ 0 -	+ 0 -
明ビン-初期値	7 0 1	5 0 3	3 0 5	2 0 6	8 0 0
暗ビン-初期値	0 0 8	8 0 0	6 0 2	4 1 3	4 0 4
明ビン-暗ビン	8 0 0	2 0 6	2 0 6	1 0 7	7 0 1

は明条件で増加、暗条件で減少する傾向があり、藻類の光合成が池内の炭素、窒素、リンの挙動に大きく影響することが確認された。

この時、N, P, Cは現存量に比べて変化量が少ないため、明確な量的関係が得られなかったが、Chl. aとDOとは明暗ビンの差（総生産に対応）に、図4-11に示すような関係が得られた。これは、光合成に伴う酸素生成量とChl.

a生成量との関係を示しており、図の結果から1 mg/lのO₂の生成に対応して、6月では約8 μg/l、10月では3 μg/lのChl. aが生成されることがわかる。

ところで、COD(COD_{cr})の分解率はほぼ100%であるため、DO 1 mg/lが生成した場合、CODにして1 mg/lの有機物が生成する¹⁵⁾と予想される。図中には、これらの月のP-CODとChl. aとの関係を直線で示したが、この直線は丁度対応する月のプロットの中心を通っている。このことは、そのときの酸化池浮遊物が、光合成によって生成した有機物とほぼ同一のChl. a/COD比であることを示し、浮遊物は藻類主体で構成されていると思われる。その比率は6月には0.008(-)、10月には0.003(-)であった。

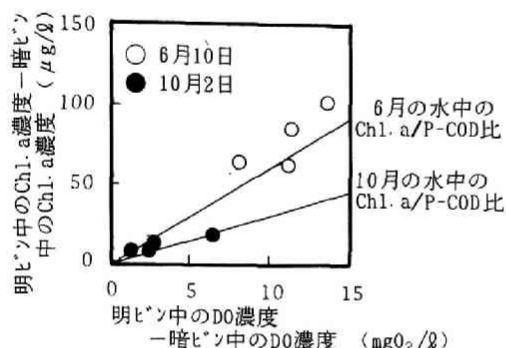


図4-11 生産に伴うDO変化とChl. aの増加

(3) 動物の作用

本酸化池では出現した時期は各々異なるが、カイミジンコ(*Ostracoda*)、ミズスマシ、サカマキガイが主要な動物プランクトンあるいは水生動物として観察された。これらの動物の水質に及ぼす効果を把握するため、カイミジンコ(6/16実験、密度 1.42×10^3 個/L)およびサカマキガイ(10/2実験、密度16匹/L)を用い、これら動物を含む池水、含まない池水(コントロール)それぞれを三角フラスコに入れて、池内に暗条件下(藻類による生産を防ぐため)で24時間静置し、その水質変化を追った。水質変化の結果を表4-9に、カイミジンコおよびサカマキガイ一匹当たりの各水質項目の変化量で示す。なお、表4-10にはカイミジンコの組成分析結果を示しておく。動物の存在で増加した水質項目は、フェオ色素、In-C、 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 、In-N、 $\text{PO}_4^{3--}\text{P}$ であり、減少(低下)した項目は、pH、DO、Chl. aであった。C(動物を除いて分析)の場合、カイミジンコではTOC、P、Org-Cの減少、S.Org-Cの増大という、典型的捕食の影響がみられたが、サカマキガイではその排出した糞によってその逆の現象がみられた。

動物による作用が、どの程度酸化池水質に影響を与えているかを検討する。表4-11には、4/13、6/24に調査したカイミジンコの池内存在

表 4 9 動物による水質変化作用

水質指標	カイミジンコ (6/16実験) 42×10^3 個/L添加	サカマキガイ (10/2実験) 16匹/L添加
	$\frac{\mu\text{g}}{\text{Z} \cdot \text{day}}$	$\frac{\mu\text{g}}{\text{Z} \cdot \text{day}}$
DO	-6.16	-130.4
pH	—	—
Chl. a	-0.090	-0.16
フェオ色素	0.082	0.11
TOC	-2.01	53.3
P.Org-C	-3.26	61.0
S.Org-C	1.25	-7.7
In-C	1.61	74.1
NH_4^+-N	0.270	32.3
NO_3^--N	0.012	-13.4
NO_2^--N	0.141	61.0
In-N	0.423	79.9
$\text{PO}_4^{3--}\text{P}$	0.056	3.7
水温	28℃	

表 4 - 10 カイミジンコ組成調査

	個体(Z)当り	乾重量mgZ 当り
乾重量	89.2 $\mu\text{g}/\text{Z}$	—
体積	0.053 $\mu\text{l}/\text{Z}$	0.594 $\mu\text{l}/\text{mgZ}$
C	28.1 $\mu\text{gC}/\text{Z}$	0.315 mgC/mgZ
N	9.38 $\mu\text{gN}/\text{Z}$	0.105 mgN/mgZ
P	1.08 $\mu\text{gP}/\text{Z}$	0.012 mgP/mgZ

量および4月、6月のカイミジンコの死亡量を示す。ここで池内存在数はプランクトンネットで池水を鉛直方向にろ過してカイミジンコを採取し、その乾燥重量から得た。一方、死亡量は、池底に1ヶ月間設置した広口ビン中のカイミジンコの殻の数を計数し、乾重量に換算することで得た。動物プランクトンは遊泳力を持つため、これらの値の精度は高くないが、およそそのオーダーを与えている。また4~6月にかけてはカイミジンコが全盛であり、他の動物はほとんどいなかった。

カイミジンコの存在量は各池で0.3~2.5×10³個程度であり、SSにして0.5~4 mg/Q程度となる。この値とカイミジンコの組成から浮遊性のC,N,Pへの寄与を求めると、各々全池平均で4月が5,8,7%、6月が8,15,9%であった。一方、これら呼吸量を表4-9のDO消費量から算定すると、4,6月は各々全池平均で0.14, 0.14 mg/Q・dayとなり、総呼吸量の各2,3%程度を寄与している。動物プランクトンによって排出されるC,N,P量は表4-9の数値からそれぞれ20~180, 3~50, 0.6~5 μg/Q・dayと算定される。CではIn-CのほかS.Org-Cの分も含めて計算したが、N,PではS.Org-N, S.Org-Pの分を加えていないため、若干低めの値と考えられる。また死亡速度は、各池で1日当り5~22×10³個、SSにして0.09~0.37 mg/Q・dayであった。

平均存在量と死亡速度からカイミジンコの平均寿命を求めると9~16日と、ほぼ10日前後

の値と考えられる。カイミジンコが摂取するC,N,P量はこの死亡速度に相当する分と先の排出量との和と考えられ、それは各々40~180, 11~45, 1.3~5.3 μg/Q・dayとなる。4,6月の全池平均の総生産量は12~14 mg/Q・dayであり、炭素量にして約4~5 mg/Q・day程度に相当する。したがって動物プランクトンの生産量(同化量)は総生産量に対して約1~4%となるものと見積られる。

以上まとめると、動物による作用は、藻類の捕食とそれに伴う栄養塩の回帰であり、これは藻類による栄養塩固定と逆の作用として働くことが示された。動物プランクトンは浮遊物中の存在量で5~10%程度であるが、呼吸および生産の2~3%を占めると見積られる。

(4) 化学反応

生物による反応以外に、PではC,Nと異なり、

表 4 11 動物プランクトン(カイミジンコ)の増殖・排泄による水質への影響

月	項 目	1 池	2 池	3 池	4 池	各池平均	備 考
4 月	存在 個体/池 量 mgdw/Q	2.70E+4 0.46	1.11E+5 1.89	2.51E+5 4.26	9.60E+4 1.63	1.21E+5 2.06	4/13調査
	死亡 個体/池・day 速度 mgdw/Q・day	5.00E+3 0.085	5.00E+3 0.085	7.80E+3 0.133	1.28E+4 0.217	7.65E+3 0.130	4/1-5/3 間平均
	排出 速度 μgC/Q・day	14.7	60.4	136.5	52.2	65.9	存在率× 排泄率 (表4-9)
	μgN/Q・day	2.2	8.9	20.2	7.7	9.8	
	μgP/Q・day	0.28	1.17	2.64	1.01	1.28	
	摂取 速度 μgC/Q・day	41.4	87.1	178.2	120.7	106.9	
	μgN/Q・day	11.1	17.9	34.2	30.6	23.4	排出速度 +組成× 死亡速度
	μgP/Q・day	1.31	2.20	4.25	3.64	2.85	
	存在 個体/池 量 mgdw/Q	2.20E+5 3.74	5.40E+4 0.92	4.10E+4 0.70	1.52E+5 2.58	1.17E+5 1.98	6/24調査
	死亡 個体/池・day 速度 mgdw/Q・day	4.70E+3 0.080	5.30E+3 0.090	2.19E+4 0.372	1.81E+4 0.308	1.25E+4 0.212	6/1-6/28 間平均
6 月	排出 速度 μgC/Q・day	119.6	29.4	22.3	82.6	63.5	
	μgN/Q・day	17.7	4.3	3.3	12.2	9.4	
	μgP/Q・day	2.32	0.57	0.43	1.60	1.23	
	摂取 速度 μgC/Q・day	144.8	57.7	139.5	179.5	130.4	
	μgN/Q・day	26.1	13.8	42.4	44.6	31.7	
	μgP/Q・day	3.28	1.66	4.94	5.32	3.80	
	P.Org-C 4月 (mgC/Q)	8.7	11.1	13.8	16.0	12.4	参 考 水 質
	6月	3.07	5.83	9.33	11.16	7.35	
	P.Org-N 4月 (mgN/Q)	1.90	1.79	3.34	3.52	2.64	
	6月	0.73	0.90	1.90	2.09	1.41	
月 平 均 値	P-P 4月 (mgP/Q)	0.325	0.325	0.420	0.369	0.360	
	6月	0.218	0.307	0.322	0.249	0.274	
	総生産 4月 (mgO ₂ /Q・day)	13.3	12.5	15.2	14.6	13.9	
	8月	5.12	13.3	15.3	15.5	12.2	
	呼吸量 4月 (mgO ₂ /Q・day)	6.00	7.72	8.00	7.59	7.34	
	6月	2.51	4.20	5.64	6.34	4.67	

化学凝集による固形化も考慮する必要がある。そこで流入水のpHを変化させ、その際の $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ と関連主要金属イオン(Ca^{2+} , Al^{3+} , Fe^{3+})の濃度変化を調べた。その結果を図4-12に示す。 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ はpH 9以上で減少し、それと対応して Ca^{2+} イオンも減少した。一方流入水中のAlは0.15 mg/l、全Feは0.5 mg/lと低濃度であり、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ との化学凝集がほとんど無視できる濃度であった。これより、pHが9以上となる酸化池では Ca^{2+} との化学凝集反応も、藻類による摂取と同様、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ の固形化にとって重要な反応となることがわかった。なお、pH 9以上で減少した $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ と Ca^{2+} との比は、それらの主要反応生成物と考えられるヒドロキシルアパタイト $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$ のP/Ca比0.465に比べ0.15と小さい値となった。これは CaCO_3 の生成他種々のCa固形化反応が高pH下で並行して生じるためと考えられる。

このpH上昇に伴う $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ の固形化を野外データから検証するため、図4-13に各池の測定日間のpH増減量(ΔpH)と $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ の増減量($\Delta\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$)とをプロットした。図より Ca^{2+} イオンと $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ との化学凝集反応の生成閾値に相当するpH9を上下としてその関係が異なり、pH 9以上では明らかな負の相関、それ以下ではほとんどが無関係だとわかる。すなわち、pH 9以上の Ca^{2+} と $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ との化学凝集域では、池

水のpHの変動により、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 濃度が大きく影響され、その上昇で固形化・減少、低下で溶解化・増加することがわかった。

4.4.2 固形物の挙動

光合成や化学凝集でできた浮遊物は沈降して底泥に移行し、水系から除去される。ここではその過程でのC, N, Pの変化特性を考察する。

(1) 浮遊物の組成

酸化池内の浮遊物は藻類だけでなく、その他種々の物質で構成される。まず、浮遊物中の有機態の割合を検討するため、図4-14にSSとP.Org-Cとの関係を示す。浮遊物中のCの割合はかなり一定しており、P.Org-CのSSに占める比率が35%以上となるプロットは全体の8割を占めた。表2-2で示したように、藻類・動物プランクトンのC割合はほぼ35~60%の範囲にあるので、酸化池の浮遊物はほぼ有機物で構成され、無機物はほとんど含まないことがわかる。さらに、各池のP.Org-Cに対するChl.aの比率は、1池から4池で53, 50, 54, 55と、藻類のChl.a/C比²⁰⁾50にほぼ等しい。これらから池内の浮遊物はそのほとんどが藻類の増殖で生成されたものであることが明らかとなった。つぎに、図4-15(a), (b)に1, 4池を例として

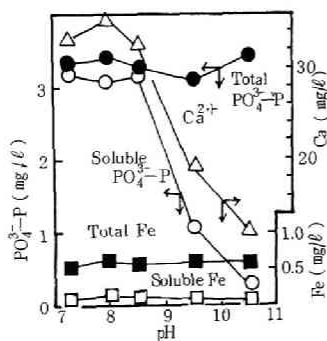


図4-12 pHの変化と $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ および各金属の変化

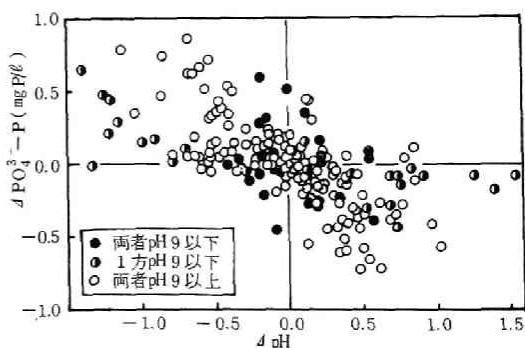


図4-13 pH変化と $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 変化

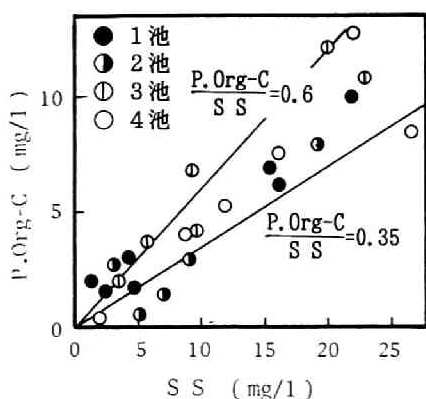


図4-14 SSとP.Org-Cとの関係

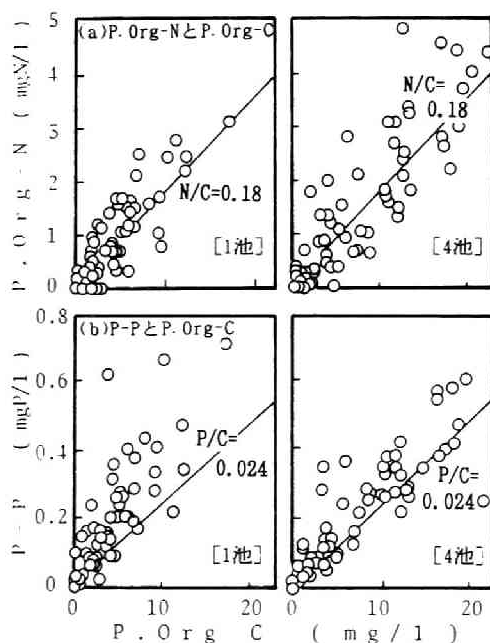


図4-15 P.Org-N, P-PとP.Org-C(上層水)

P.Org-CとP.Org-NおよびP-Pとの関係を示す。図中の直線は、各々Gloynaの藻類組成¹⁹⁾より求められる比率 $N/C=0.18$, $P/C=0.024$ を表している。図より、Nでは各池とも若干値はばらつくが、ほぼ直線付近に分布しており、平均的にはこの比率に従って窒素の固形化が進んだことがわかる。1~4池の平均 N/C 比はそれぞれ

0.21, 0.22, 0.21, 0.20とほぼ等しい。これに対しPでは、各図ともほとんどのプロットが直線より上方に存在し、しかも後方の池ほどそのばらつきは小さく、直線付近に存在する点の割合が増えた。平均 P/C 比は1池から4池それぞれ0.044, 0.039, 0.034, 0.029と後方の池ほど小さい。リンの場合、固形化には藻類摂取のほかに Ca^{2+} との化学凝集反応があり、これがプロットの点のバラツキに影響すると考える。

(2) 沈降物

酸化池内で沈降するものには、流入水中の土砂、降じん、動物プランクトン、藻類およびその死骸、無機凝集リンなどが考えられる。それらの割合について検討するため、図4-16(a)に1ヶ月沈降物のSSとOrg-Cとの関係を示した。図中直線は、 $Org-C/SS=0.35$ の比率の直線である。浮遊物では、同直線の上に全プロットの80%が存在したが、沈降物では逆に下方のプロットの方が多い。これより、沈降物では浮遊物より無機態部分の割合が増大したことがわかる。さらに図4-14に比べプロットのバラツキも大きいことから、無機物では沈降量の変動が大きいと言える。

つぎに、図4-16(b)には1ヶ月沈降物のT-NとOrg-Cとの関係を示す。図中直線は浮遊物の N/C の平均比率0.21であり、各プロットはこの下方にあり、沈降物では窒素の割合が少ないことがわかる。沈降した有機物ではNの方がCよりも遊離しやすい、あるいは比較的Nの比率の小さい浮遊物の方が沈降しやすい、と推察される。

図4-17には8日沈降物、1ヶ月沈降物についてOrg-CとT-Pとの関係を示す。T-Pとの比率は一定していないが、浮遊物同様、後方の池ほどプロットが下方に移動する傾向があり、その平均 $T-P/Org-C$ 比は1池から4池でそれぞれ、0.041, 0.033, 0.025, 0.021であった。浮遊物の比率に比べ沈降物は4池でとくにその比率

が低い。

リンの存在形態には有機態と無機態があることで、このようにその挙動が明確でない。

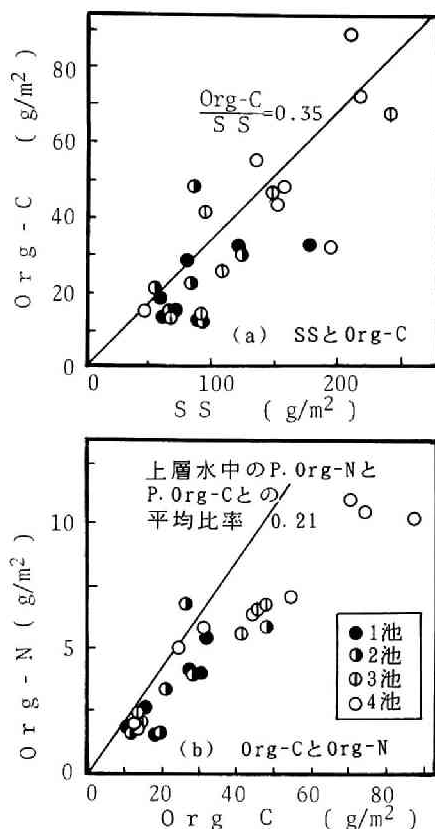


図4-16 一ヶ月沈降物の有機物組成

そこで、いくつかの沈降物サンプルについて無機態リン(In-P)濃度を測定し²²⁾、T-Pとの差として有機態リン(Org-P)濃度を求めた。そのOrg-PとOrg-Cとの関係を図4-18に示す。図より両者の比率はほぼ一定しており、Org-P/Org-C比は0.021であった。この値は上層水中のP-P/P, Org-C比のほぼ下限値に相当しており、後方の池ほどこの比率に近いデータが多かった。一方、Gloyanaの藻類組成におけるP/C比も0.024とこの比率に近く、したがって有機物中のP/C比は、0.021を近似値として与えることができる。この値を用いて沈降物中のOrg-P/T-Pの割合を求めてみると、1池から4池で、51, 65, 84, 100% (4~11月の平均)となる。

つぎに浮遊物の何割が沈降するのかを調べるため、各池の水中の平均浮遊物存在量と1日

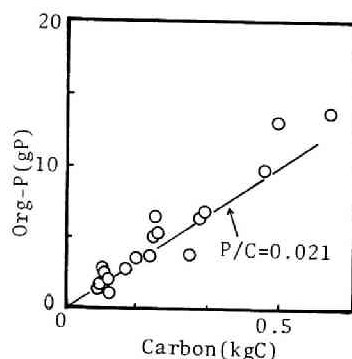


図4-18 Org-PとOrg-Cとの関係(沈降物)

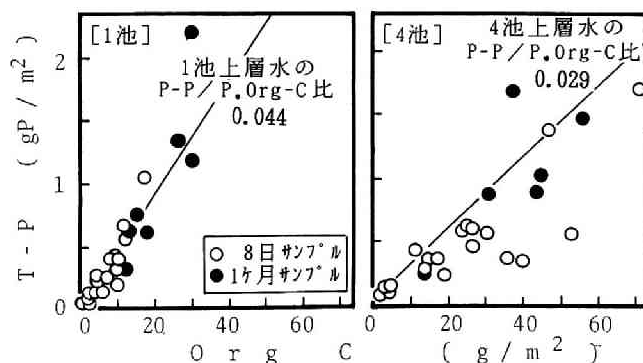


図4-17 Org-CとT-Pとの関係(沈降物)

当りの沈降水量とを求め、それを単位面積当りの量にしてその関係を求めた。図4-19はその一例であり、Pについて示したものである。両者はかなりバラついており、その沈降率は（1日平均沈降水量／平均P-P存在量）が10～60%/dayと大きく変動することがわかる。しかし、多数のプロットは20～35%/dayの範囲内に存在し、平均的にはこの程度の沈降率であることがわかる。なお、池の水深は75cmであるので、20～35%/dayの沈降率は約15～25 cm/dayの沈降速度に相当する。

沈降速度の池および水質項目による差異を検討するため、4～11月の総沈降水量と同期間浮遊物平均存在量とから池別1日平均沈降率を求めた。それを図4-20に示す。なお、SSとT-Nは1ヶ月沈降物であるため、8日沈降物で計算した他の項目に比べ若干過小評価となっている。SSは沈降率が40%前後と、他の項目が20～30%程度なのに比べてとくに高かった。沈降物のSSとOrg-Cの比率で示されたように土砂などの無機物の方がかなり沈降しやすいことがわかる。池ごとでは、後方の池ほど沈降率が高い傾向があり、Org-Cでは1池の21%/dayから4池の38%/dayへと倍近い増大をみせた。この沈降率40%は、沈降速度で30cm/dayにあたる。

ところで、沈降物の測定は沈降物捕集期間が長いほど、有機物の分解・溶出によって沈降量を過小評価することになる。そこで8日沈

降物の1ヶ月積算量と1ヶ月沈降物量とをCについて比較してみた。結果を図4-21に示す。それによると1ヶ月沈降物量は8日沈降物量に比べほぼ0～40%程度、平均的には20%ぐらいの過小評価となった。Nでもこの割合で分解が進んでいたと考えれ、図4-19のNの結果も実際の値より2割程度低めと予想される。したがって、SS以外は指標による沈降率の差は余り大きくないと考えられる。

4.4.3 底泥の作用

底泥は、沈降物のたまりこみによって形成されるが、その一部は底生動物や細菌によっ

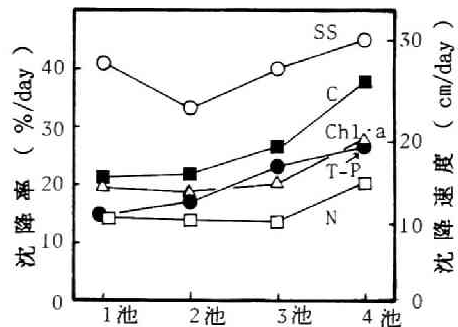


図 4 - 20 各成分の沈降率と沈降速度

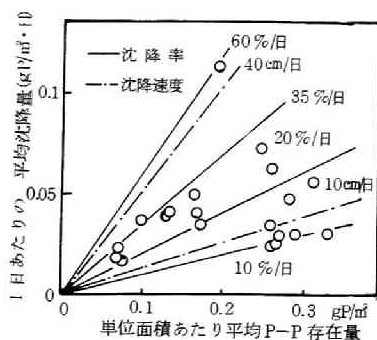


図 4 - 19 浮遊物質と沈降量

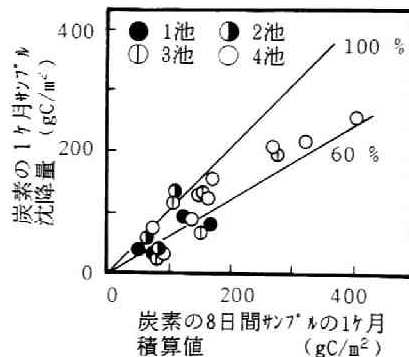


図4-21 沈降物の捕集期間中の分解

て摂取分解され、上層水の栄養塩の供給源となる。したがって炭素・栄養塩類の挙動を考える上で、底泥での分解はきわめて重要である。表4-12に実験期間中の沈降総量と最終底泥量とを比較して示した。ただし、沈降量の実測値のない1～3月は、前項で求めた沈降率と同時期の浮遊物濃度から推定した。また、沈降量と底泥量との差を溶出量と考え、その沈降総量に対する割合を溶出率(%)とした。Org-Pでは、先に求めたOrg-P/Org-C=0.021により沈降量を算出した。

それによると、In-P以外では溶出率は70%以上ときわめて高く、沈降物中の有機物の大半が栄養塩として水中に回帰することがわかる。池ごとの比較では、後方の池で有機物の分解・溶出がさかんであった。In-Pでは逆に後方の池ほど溶出率が低く、4池で39.7%であった。これは水中のpHと対応を示していた。

底泥の分解速度を考察するため、この過程を一次分解反応と仮定し、下記の底泥量S(g/

表4-12 全期間(302日)沈降総量と最終底泥量

		単位 g/m ²				
項 目		1池	2池	3池	4池	全池
炭素	沈降総量	198	240	384	623	1445
	底泥量	59	71	80	62	272
	溶出量	139	169	304	561	1173
	溶出率(%)	70.2	70.3	79.2	90.1	81.2
窒素	沈降総量	29.0	35.3	43.3	70.6	178.1
	底泥量	6.8	9.3	9.7	7.0	32.9
	溶出量	22.2	26.0	33.6	63.6	145.3
	溶出率(%)	76.6	73.6	77.5	90.1	81.6
全リン	沈降総量	8.06	8.17	9.61	14.1	39.96
	底泥量	2.36	2.34	1.94	1.5	8.14
	溶出量	5.70	5.83	7.67	12.6	31.81
	溶出率(%)	70.7	71.3	9.8	89.4	79.6
有機態P	沈降総量	4.16	5.04	8.07	13.0	30.34
	底泥量	1.07	1.43	1.24	0.9	4.61
	溶出量	3.09	3.61	6.83	12.2	25.73
	溶出率(%)	74.2	71.7	84.6	93.3	84.8
無機リン	沈降総量	3.90	3.13	1.54	1.04	9.61
	底泥量	1.29	0.91	0.70	0.63	3.53
	溶出量	2.61	2.21	0.84	0.41	6.09
	溶出率(%)	67.0	70.8	54.6	39.7	63.3

注) 溶出率(%)=100×(溶出量/沈降総量)

m²)の式に実測の沈降量データSd(g/m²・day)を当てはめ、実測の最終底泥量に計算結果が合うように分解速度定数k(day⁻¹)の値を変化させ、その値を求めた。

$$dS/dt = S_d - k \cdot S \quad (4-1)$$

検討した項目は、SS, Chl.a, Org-C, T-N, Org-Pの5つであり、求めた分解速度定数kの結果を表4-13に示す。それによると、各水質指標の中でもっともkの値が大きいものはOrg-Pであり、これが分解されやすかったことを示し、以下T-N, Org-C, Chl.a, SSの順であった。SSは無機物を含むため、他の項目の0.015～0.019 day⁻¹に比べ0.0096 day⁻¹と極端に低かった。各池の比較では、全期間の溶出率の最も高かった4池がどの項目でも0.02 day⁻¹以上の値を示した。1池と2池では、Chl.a以外の項目で1池の方が高い値を示した。

これらの分解速度定数kの値は、Streeter-Phelpsの式での脱酸素速度定数²⁰⁾ 0.2～0.3 day⁻¹、活性汚泥法の基質除去速度³⁷⁾の0.07～0.58 hr⁻¹と比較してみると2～3オーダー小さく、また前章の藻類分解実験と比べても1オーダー程度小さくなっており、その反応が遅いことがわかる。この原因としては、底泥への酸素の供給が十分でないことが考えられる。

そこで、分解速度に影響する因子を調べるため、酸化池底泥について3種の実験(a), (b), (c)を行なった。実験はいずれも容量102 mlのBODビン(底面積28.3cm²)に底泥を一定量入

表4-13 分解定数 k (day⁻¹, e底)の計算結果

	1池	2池	3池	4池	全池
SS	0.0086	0.0056	0.0099	0.0128	0.0096
Chl.a	0.0107	0.0109	0.0165	0.0210	0.0154
Org-C	0.0128	0.0105	0.0133	0.0230	0.0156
T-N	0.0152	0.0125	0.0133	0.0252	0.0166
Org-P	0.0146	0.0111	0.0168	0.0297	0.0187

れ、残りをその池の上層水で満たし、恒温(20℃)暗条件下で行なった。また、上層水の影響を取り除くため、どの実験も泥を入れないコントロールを並行して行なった。

まず実験(a)では、DO(溶存酸素)の消費速度について調べた。その結果を図4-22に示す。それによると、上層水のみを入れたコントロールでは一定速度でDOが減少するのに対し、底泥を添加したものは一次反応的に減少した。これは、底泥の酸素消費速度が上層水の酸素の拡散によって律速されており、その消費速度が供給される酸素の濃度に比例することを示すと考えられる。

つぎに堆積量の影響を底泥量と酸素消費速度の関係から考察する。その結果を図4-23に示す。図より、プロットはかなりばらつくが、酸素消費速度が必ずしも底泥量に比例していないことがわかる。このことから底泥での酸素消費が酸素の拡散に律速され、一定の底泥が堆積した後は、その酸素消費速度はあまり変化しないことが予想される。

図4-24には実験最終日の底泥の酸素消費速度と底泥中の一般細菌数を示した。図より、各池の消費速度は1池から3池へ減少し、4池で再び増大し、一般細菌数とは対応していた。底泥の分解率とは対応しないが、これは実際の池内の底泥分解では池によるDOの違いが影響したためと思われる。

このように底泥からの溶出に影響する因子の1つが、底泥中での分解性の違いであることがわかった。一方Pに関しては、たまたま流入の停止した8月のデータより日々の溶出量に影響する因子について、きわめて興味深い知見が得られた。同時期(7/26~9/1)、池内の藻類活性が低下してpHは徐々に低下した。それとともに、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ は図4-25に示すように、pHに依存して徐々に増加した。この両者の関係は前記の図4-12と同一傾向を持つことから、同時期の $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 濃度は Ca^{2+} イオンとの化学平衡状態により決定されていたことがわかる。

また、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ の増大とともにT-Pも増大していることから、この水中の $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ の増分は底泥より供給されたものであることは明らかである。これらより、底泥からの $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ の日々の供給量は Ca^{2+} イオンとの化学平衡により抑制されているが、pH低下したときには化学平衡の変化にともなう $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ の不足分を補うように回帰することが明らかになった。一般の

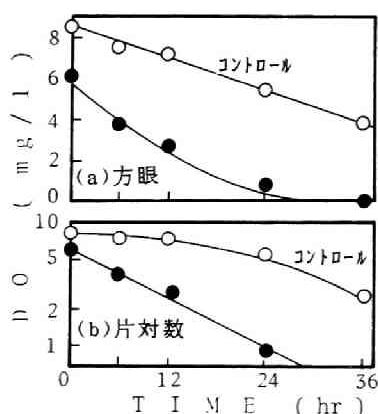


図 4 22 底泥の酸素消費速度
(使用底泥は9月20日、4池で採取)
底泥量7.73mgSS/cm² 水温24.5℃

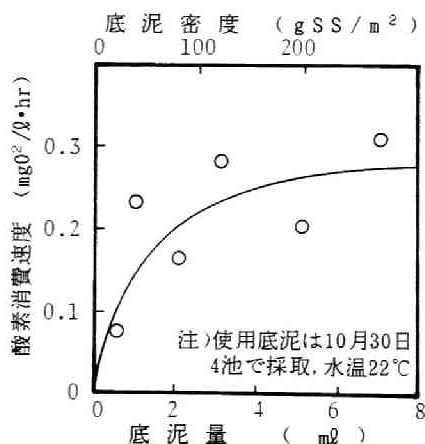


図4-23 底泥密度と酸素消費速度
(DOは $\times 5$ mgO₂/gに換算)

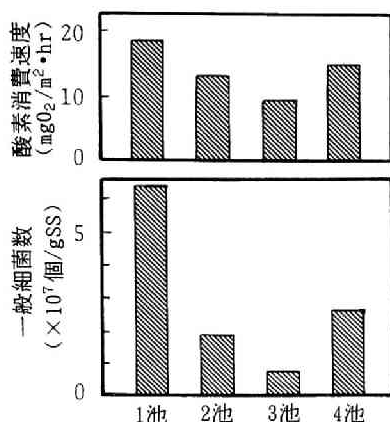


図4-24 各池の底泥の活性と生菌数

湖沼では嫌氣的となったときにPが溶出しやすいといわれ、この点酸化池の底泥は異なった挙動をしている。

以上まとめると、底泥中での分解には細菌が関与し、その分解速度は酸素の拡散に律速されていた。3,4池で分解速度が速いのはDOが後方の池ほど高かったこと、1池で2池よりその速度が上回ったのは流入水の持込み等で細菌数が多かったためと考えられる。

4.4.4 まとめ

本節で得られた結果を以下に列記する。

- ① 酸化池内での生産および呼吸作用の影響因子では藻類量が重要であり、水温や日射量は影響するが、その効果は比較小さい。これらの影響は、指数型で表すことにより重相関係数で0.8以上の精度でその効果を表現できる。
- ② 生産の過程で、無機栄養塩の減少とDOおよびChl.aの生成が生じ、呼吸時にはその逆作用が生じること実験で検証できた。生産時のDO 1 mg/Lの増加に対してChl.aはその時期の水中のChl.a/P-COD比と等しい0.003, 0.008 mg/Lの増加を示した。

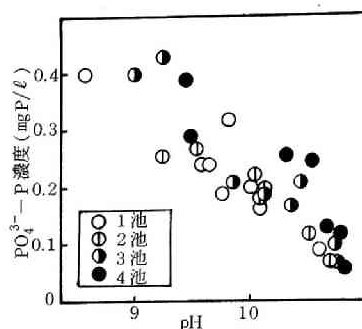


図4-25 流入停止時のpHとPO₄³⁻-P

③ 池内では藻類増殖による無機イオンの固形化がさかんで、浮遊物はほぼ藻体有機物で構成された。ただしリンでは、Ca²⁺との化学凝集反応も無視できず、浮遊性リン中20～50%は無機態であった。

④ 動物による作用は、藻類の捕食とそれに伴う栄養塩の回帰であり、これは藻類による栄養塩固定と逆の作用として働くことが示された。動物プランクトンは浮遊物中の存在量で5～10%程度であるが、呼吸および生産の2～3%を占めると見積られる。

⑤ 浮遊物は平均的には15～30cm/dayの速度で沈降するが、SSなどでは比較的沈降しやすく、逆にN,P成分は沈降しにくい。また、後方の池ほど浮遊物は沈降しやすかった。

⑥ 底泥では有機物の分解がさかんで、1池から4池で沈降物の70～90%が分解し溶出した。その速度を1次反応として分解速度定数を求めると、Org-Pが0.019 day⁻¹ともっとも速く、ついでT-N, Org-C, Chl.aが0.016 day⁻¹前後となり、SSが0.010 day⁻¹ともっとも小さかった。池では、4池がもっとも分解が活発であった。底泥での有機物の分解は酸素の拡散に律速され、その分解速度に対応して細菌数も存在した。またPO₄³⁻-Pの日々の溶出量は池上層水のpHが影響し、pH低下したとき回帰する。

第5節 物質収支

前節での考察で、主要な反応が無機栄養塩の固形化、その沈降による底泥の生成および底泥からの溶出であることが明らかとなった。本節では、これらの各反応を総合して、炭素、窒素、リン、酸素について池内の物質収支図を作成し、量的に把握し、その結果から各反応の浄化反応に及ぼす効果を考察する。

4.5.1 収支モデルの設定

(1) 流動シミュレーション

池内の物質挙動を定量的に把握するためには、まず現実により近い流動モデルの設定が必要で、このため、まず池内の水収支を考慮する必要がある。その要因としては、流出入および降水、蒸発の4つがあげられる。このうち蒸発は、日々の速度を算出することが困難で、さらにその速度が流入水負荷量に比べ極めて小さい（蒸発量を彦根気象台報告の1000

mm/yearと仮定すると流入水量の6%に相当）ので、あえて無視した。しかし、降水量は、降水のあった日にはその水負荷が大きな影響を受ける（例えば、6月27日には流入水量の約2倍に相当する94 mm/dayの降水があった）ので、水収支の上で考慮した。したがって、流出水量は流入水量と降水量の和として与えた。

一方、各池は水深が浅く、滞留時間が長いので、完全混合槽とみなすことができる。連続する池間は、塩ビ板で仕切られ、数cmの水深間を水が超えて流れる構造となっているため、拡散や風による1時的な逆流が生じにくい。しかし、主流（流入水）による流れが極めて遅いため（平均速度で7cm/hr）、前後の池間の混合や拡散による影響を無視することができない。そこでこの池間の混合水量を、主流に対する逆流の割合 a （池間での混合率、以後混合率と呼ぶ）で代表させ、各池間の流動条件を

表 4 14 流動シミュレーションの基礎式

各池完全混合、混合率 a	
$\frac{dC_1(t)}{dt} = \frac{1}{V} (Q_0 \cdot C_0 - (Q_0 + R + aQ) \cdot C_1 + aQ \cdot C_2 - r_1)$	(4-2)
$\frac{dC_2(t)}{dt} = \frac{1}{V} ((Q_0 + R + aQ) \cdot C_1 - (Q_0 + 2R + 2aQ) \cdot C_2 + aQ \cdot C_3 - r_2)$	(4-3)
$\frac{dC_3(t)}{dt} = \frac{1}{V} ((Q_0 + 2R + aQ) \cdot C_2 - (Q_0 + 3R + 2aQ) \cdot C_3 + aQ \cdot C_4 - r_3)$	(4-4)
$\frac{dC_4(t)}{dt} = \frac{1}{V} ((Q_0 + 3R + aQ) \cdot C_3 - (Q_0 + 4R + aQ) \cdot C_4 - r_4)$	(4-5)
<p>ここで Q_0 ; 流入流量 (7/31-9/1; 0 m³/day, それ以外; 1.31 m³/day) Q ; 基礎流量 (=1.31 m³/day) R ; 降水量 (m³/day·pond) $C_0 \sim C_4$; アルカリ度 (mg/L) V ; 池容量 (m³) a ; 混合率</p>	
<p>注) 各基礎式で、反応項($r_1, r_2 \sim r_4$)は、上記の各流動条件より反応量 (=3.75 (∠NH₄⁺-N-(∠NO₃⁻-N+∠NO₂⁻-N)) を求めた上、各微分方程式に代入。</p>	

表 4 15 降水の pH と 栄 養 塩 類²⁴⁻²⁷⁾

場 所	日 時	降水量 (mm)	pH	窒素 (μgN/l)					リン(μgP/l)		文 献
				NH ₄ ⁺ -N	NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N	Or-N	T-N	PO ₄ ³⁻ -P	T-P	
大津市内	'79 7/2	22.5		243	36	176			10		実 測
	'79 8/23	36.0		295	7	33			16		
宇部市内 (平均)	'71 8/23~ 1/23	1~ 68.0	4.6 -7.5 5.6	120~ 26000 (300)	150~186 (300)				0~ 47 (54)		24
東京都内 (西ヶ原)	1974 5月~8月	1267	5.7	800	440						25
平塚市内	1965~67 平均	—		2180		520		2700			
愛知県東郷	1974 6~10月	1059		340		80	360	780	30	40	
大津市北部	1974 7月			360	230	130	720	3	20		
大津市南部	—	—		460	390	300	1150	40	60		
滋賀県新旭	1975 3月			210	190	420	520	10	20		
京都市 上賀茂	1961~62 1962~63 1963~64			248 224 117		129 136 78				21 43 13	26
名古屋	'74 1/21 2/ 5 8/25-26	17 20 132	4.3 3.9 4.4	11 8 1	tr 2 tr	260 30 50		288 57 58	6 tr tr	420 0 8	27
鳥羽	1/21	45	4.2	tr	tr	40		65	tr	1180	
	2/ 5	25	4.1	tr	tr	115		137	tr	480	
	8/25-26	115	4.8	tr	4	88		97	tr	17	

表4-14に示すような形に簡略化して考えた。混合率 a は、保存性物質であるT-Pを指標に用い、流入のT-Pデータとこの流動条件とから計算される池内でのPの除去量と、実測されたPの除去量(=池内残存量)との差の2乗和を最小とすることより求め、0.69の値を得た。

このようにして得た流動条件が、実際の池の水の流れを再現しているかどうかを確認するため、総アルカリ度をトレーサーとして考え、流動シミュレーションを行なった。その微分方程式は表4-14に示されている。総アルカリ度は池内での反応による増減が比較的少ないが、窒素の形態変化で増減する²³⁾ので、その形態変化(硝化・脱窒)による影響を考慮し、実測された窒素の形態変化よりアルカリ度への寄与分を算出して与えた。なお、雨水の成分²⁴⁻²⁷⁾は表4-15に示すようにpH4~5.7とほ

ぼ総アルカリ度0の水であるため、雨は水量のみに影響するとした。同様に雨水中の栄養塩類濃度も低いので、無視可能と考え、雨は水量のみに負荷するとしてモデルを設定した。

シミュレーションによる検討結果を、図4-26に示す。ここでケースAは、池間の混合率を69%とし、降雨の影響も反応項も考慮した場合である。一方、ケースBは、降雨も反応項も考慮するが、混合率を0%として($A=0$)、後方の池から前方の池への逆流がないとした場合である。さらにケースCは、降雨も反応項も前後の池間の混合も考慮せず($R=0, r_1, r_2, r_3, r_4=0, a=0$)、単純な完全混合槽列として計算した場合である。計算は流入水質を境界条件とし、RKG法で予測値を得た。

三者の中では、反応と降雨を考慮しないケースCでは明らかに合わず、ケースA,Bでは

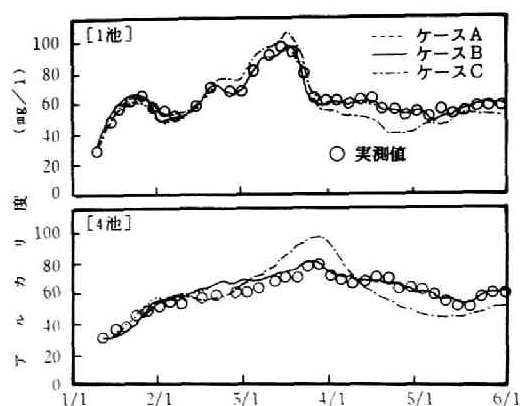


図 4-26 流動シミュレーション結果

ケースA: 池間混合率69%, 反応項, 降雨の影響あり
 ケースB: 池間混合率 0%, 反応項, 降雨の影響あり
 ケースC: 池間混合率 0%, 反応項, 降雨の影響なし

1, 4池ともほぼ実測値を再現している。しかし、混合率を考慮しないケースBでは実験初期の変動の再現がやや劣っている。この違いは、4池のような後方の池に流入の影響が達する実際の時間は、完全混合槽列の場合より短いことを示し、ある程度の逆混合を考える必要性を示している。この他にも雨水のみ除いた場合等の各種のケースでシミュレーションを行ない、表4-14の流動条件が実際の水の流れをもっとも精度よく再現することを確認した。

(2) 反応項の設定および計算方法

池内での酸素、炭素、窒素、リン各々の主要な反応を、前節の考察結果を参考に以下のように設定する。

- ①物質循環では水中、底泥、ヒザオリ藻、付着性藻類(酸化池壁面)、大気を考慮する。
- ②池内水中でのC, N, P成分は、浮遊態、溶解性有機態および無機態とに分ける。ただし、Pでは先の $\text{Org-P}/\text{Org-C}$ 比0.021を用いて、浮遊物を有機態(P.Org-P)と無機態(P.In-P)とに分離するが、溶解性は有機態、無機態を一つに扱う。
- ③水中での反応は、光合成による無機イオンから浮遊性有機物への生産過程、呼吸等によ

る浮遊物から無機物への無機化過程、排泄等による浮遊物から溶解性有機物への溶存化過程の3種類の経路を考える。

④呼吸による無機化量は、酸素(O)では実測の呼吸量から、C, N, PではそれをGloynaの藻類組成式¹⁹⁾で換算して与える。この際、池内残存の溶解性有機物は、生分解性が悪い($\text{S-BOD}_5/\text{S-COD}_{\text{cr}} < 0.1$; 実測結果)ので、無機化は浮遊物からのみ生じ、溶解性有機物から無機態への経路は考慮しない。実際には藻類排泄の溶解性有機物のバクテリアによる短時間の分解反応も存在するので、浮遊物→無機態は過大、溶解性有機物→無機態は過小評価と考えられる。一方、浮遊物の生産、可溶化の反応は表4-16のように有機物の収支より得た。

⑤Nでは分解の際、 NH_4^+-N として回帰すると仮定する。一方、通常池内に NH_4^+-N がほとんど存在しなかったため、光合成ではすべて NO_3^- から有機態になると仮定する。

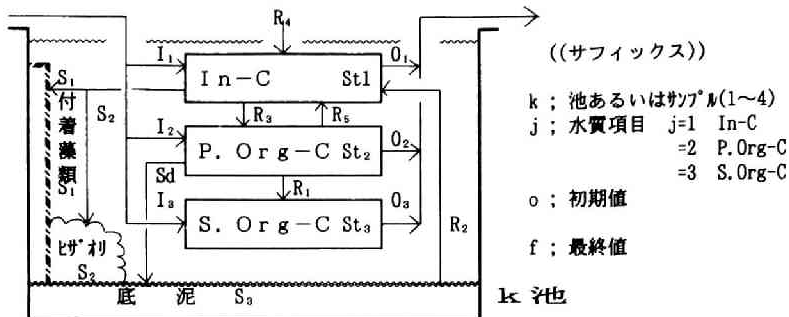
⑥その他水中の反応は、PではS-P, P.In-P間の化学凝集・解離の反応を、Nでは硝酸化、亜硝酸化を考える。

⑦底泥は泥自身のみ考慮し、間隔水を考えない。その組成はリンを除きすべて有機態と考え、減少分はすべて分解・無機化により水中に回帰するとする。分解に必要な酸素は、一部は脱窒による結合態の酸素から、残りは水中のDOから補給される。必要酸素量は底泥中の炭素の減少量より換算係数で与える。

⑧系外(大気)との交換は、 O_2 の過飽和による脱気、 CO_2 の吸収、脱窒、アンモニアストリッピングを考える。アンモニアストリッピング量は酸化池でのストリッピング量を示すFolkmanの式²⁹⁾ ($V \cdot (dC/dt) = -A \cdot k_e \cdot C$; NH_3 濃度(mg/L), V; 容量(m^3), A; 表面積(m^2), k_e ; 係数(19°Cの値) $= 0.14(1 + 0.004 \cdot U)$ (U; 風速m/sec))を用いて、水温19°C、平均風速1 m/secとして概算する。ただし、リンでは収支の合わない分を不明分として大気との交換で示す。

⑨付着性藻類、ヒザオリ藻では最終的な保持量

表 4 - 1 6 各フラックスの算出方法



	算 出 式	記 号
実 測 値	①流入負荷量 I_j ($j=1\sim3$ ただし、 $k=1$ のとき $a=0$) $I_j = \frac{1}{A \cdot T} \int_0^T [C_{j,k-1} \cdot Q_{in} + aQ(C_{j,k-1} - C_{j,k})] dt$	T ; 運転日数 (308 days) A ; 各池の表面積 (7 m ²) W ; 各池の壁面積 (16m ²) V ; 各池の容量 (5.25m ³) Q ; 基本流量 (1.31 m ³ /day) Q _{in} ; k池流入流量 (流入流量+(k-1) 池までの降水量)
	②流出負荷量 O_j ($j=1\sim3$ ただし、 $k=4$ のとき $a=0$) $O_j = \frac{1}{A \cdot T} \int_0^T [C_{j,k} \cdot Q_{out} + aQ(C_{j,k} - C_{j,k+1})] dt$	Q _{out} ; k池流出流量 (流入流量+k池までの降水量) 流入流量 7/26~9/1まで0 それ以外は1.31 m ³ /day
	③現存量変化量 St_j ($C_{j,k,o} - C_{j,k,e}$) · V / (A · T) ($j=1\sim3$)	
	④浮遊物分解量 R_5 $\frac{1}{A \cdot T} \int_0^T \gamma \cdot Res \, dt$	Res ; 呼吸速度 (暗ト) (mgO ₂ /l · day)
	⑤付着性藻類同化量 S_1 $\alpha \cdot Ch \cdot W / A \cdot T$	Ch ; 壁面上のChl. a量 (g/m ²)
	⑥ヒザオリ藻同化量 S_2 $\alpha \cdot Mo / A \cdot T$ (1池のみ)	Mo ; ヒザオリ乾量 (gSS)
	⑦沈降量 S_d $\frac{1}{T} \int_0^T Sed \cdot dt$	Sed ; 単位面積あたり 日沈降量 (g/m ² · day)
	⑧底泥量 S_3 $\beta \cdot Se / A \cdot T$	Se ; 底泥乾重総量 (gSS/pond)
計 算 値	①溶出量 R_2 $S_d - S_3$	
	②S. Org-C生成量 R_1 $O_3 + S_{1,3} - I_3$	
	③浮遊物同化量 R_3 $O_2 + S_{1,2} + R_1 + S_d - I_2 + R_5$	
	④CO ₂ 吸収量 R_4 $O_1 + R_3 + S_1 + S_2 + S_{1,1} - I_1 - R_2$	

を同化量とする。ただし付着性藻類ではChl. aのデータしかないため、ヒザオリ藻の組成よりC, Nの含有量を計算する。一方Pは、無機態部分も考慮するため水中のP-P/Chl. a比を用いて算出した。

⑩酸素では光合成・呼吸の他、硝化・底泥による酸素消費と脱気を考える。光合成による酸素生成量はCの同化量に換算係数3.24 (Gloynaの藻類組成比で含むNを、NH₄⁺-NではなくNO₃-

Nで摂取するとして化学量論より算出) 掛けることで、水中、付着藻類、ヒザオリ藻それぞれの量を算出した。呼吸量は実測値を用い、硝化量はN収支結果から算出した。なお、水中のNH₄⁺-Nはきわめて低濃度であり、実際の硝化はNH₄⁺-Nの回帰の著しい底泥直上でおもに生じていると予想されるので、実測の呼吸量に硝化の分を含めなかった。

以上のように反応を設定して炭素、窒素、リ

ンの物質循環を求めた。そのうち、炭素における各項の算出方法を例として表4-16に示す。

4.5.2 各元素の物質循環図

(1) 酸素の物質循環

前節の設定に基づいて求めた酸素の物質循環図を、図4-27に示す。なお図は、現存量に応じて矩形の面積を、フラックスに応じて矢印の幅を表した。なお、図の底泥による酸素消費量は、底泥中の炭素減少量から必要酸素量を計算し、脱窒による寄与 ($\text{NO}_3^- - \text{N}$ 1 mgN/Lの脱窒で $(2.5 \times 16/14)$ mgO₂/LのDO消費に相当) を補正して与えた。

酸素では、1池の流入量 $0.70 \text{ g/m}^2 \cdot \text{day}$ に対し4池流出量が $3.00 \text{ g/m}^2 \cdot \text{day}$ と、池内で付加されていた。この増加の原因は光合成によるものであり、このうち池水中部によるものは1~4池でそれぞれ $5.44, 5.83, 7.89, 11.31 \text{ g/m}^2 \cdot \text{day}$ と後方の池ほど増加していた。酸素の収支では、流入・光合成・硝化などの各反応量の過不足分を、大気との交換量として算出した。これは池内での増大を反映して、各池とも大気中へ放散している。酸化池での酸素の過飽和に伴う $k_L a$ 値として、宗宮ら³⁰⁾ は $0.045 \sim 0.345 \text{ day}^{-1}$ の値を示しているが、こ

の値を用いて平均DO濃度を 15 mg/L 、飽和DO値を 8 mg/L として気散量を概算すると $0.2 \sim 1.8 \text{ g/m}^2 \cdot \text{day}$ となり、実測の範囲と一致する。

一方、減少の要因としては脱気・硝化・呼吸・底泥の酸素消費があり、これらも後方の池で増大している。光合成/呼吸の比は1~4池で $2.6 \sim 4.3$ となり、かなり生産の方が卓越している。池全体での酸素の平均的消費量は、呼吸・底泥・硝化・脱気それぞれ $30, 36, 19, 15\%$ 程度となる。光合成では池水中部が 95% 以上を占めている。この池水の光合成量は炭素の池内の生産量から得たものだが、別に明暗ビンによる酸素法でも総生産量を計測している。この値を全期間平均で単位面積当りにすると、1~4池で $3.35, 4.64, 5.42, 5.49 \text{ g/m}^2 \cdot \text{day}$ となり、この循環図の結果にくらべ $2, 3$ 割低めとなったが、おおよその傾向は同じであった。明暗ビン法で若干低くなった原因の一つは、酸素法は過飽和のため若干低めとなったことがあげられる。

(2) 炭素

炭素の物質循環図を図4-28に示す。炭素は、1池流入量が $3.74 \text{ gC/m}^2 \cdot \text{day}$ であるのに対し4池流出量が $4.49 \text{ gC/m}^2 \cdot \text{day}$ と、池内で付加されたが、無機態炭素 (In-C) では流入の $2.69 \text{ gC/m}^2 \cdot \text{day}$ から流出の $1.82 \text{ gC/m}^2 \cdot \text{day}$ まで減少

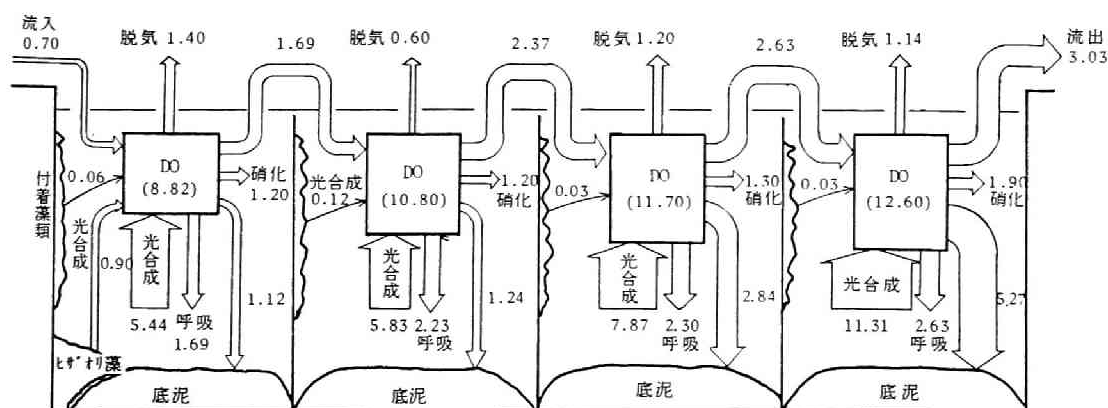


図4 27 酸素の酸化池内物質循環 単位 $\text{mgO}_2/\text{m}^2 \cdot \text{day}$ (現存量 ; mgO_2/m^3)

していた。一方、P.Org-Cでは0.99 $\text{gC/m}^2 \cdot \text{day}$ が、S.Org-Cでは0.63 $\text{gC/m}^2 \cdot \text{day}$ が池内で付加されており、Org-C全体で160%の増加があった。これらから池内で炭素の有機態化が進んだことがわかる。

池内での炭素量の増大は、大気からの供給を示すものであり、それは各池で0.73, 0.22, 0.59, 0.54 $\text{gC/m}^2 \cdot \text{day}$ 、流入In-C量に対し9~27%の割合であった。大気からの CO_2 供給は藻類増殖によって池内のpHが上昇し、溶存 CO_2 濃度が減少したため、大気中の CO_2 との平衡関係から溶解が生じたと考えられる。

つぎに池内の主要反応について検討する。同化量(総生産量)は、1池から4池で1.68, 1.80, 2.43, 3.49 $\text{gC/m}^2 \cdot \text{day}$ と、後方の池ほど大きく、4池では1池の2倍以上の量であった。実験期間が1月10日から11月12日までと藻類活動の活発な季節を含む10ヶ月あまりであるため、これらの値はほぼ1年間の平均同化量とみなすことができる。日本の富栄養湖での総生産量の値として宝月は0.1~1.4 $\text{gC/m}^2 \cdot \text{day}$ を示しており²⁸⁾、それと比較しても池内の藻類生産がかなり高レベルであったことがわかる。呼吸量も1~4池で0.56~0.88 $\text{gC/m}^2 \cdot \text{day}$ 、純生産量も1.12~2.61 $\text{gC/m}^2 \cdot \text{day}$ と後方の池ほど増加した。一方、純生産(同化)量のP.Org-C平

均存在量に対する比は、各池で0.36, 0.29, 0.36, 0.48 day^{-1} であった。この値は藻類の増殖速度に相当するもので、きわめて増殖速度が大きいといえる。なおヒザオリ藻の同化量は0.23 $\text{gC/m}^2 \cdot \text{day}$ 、付着性藻類の同化量は各池で0.02~0.01 $\text{gC/m}^2 \cdot \text{day}$ である。ヒザオリ藻では1池において浮遊性の藻類の純同化量に比べ20%となった。

沈降量は1~4池で0.66, 0.80, 1.27, 2.06 $\text{gC/m}^2 \cdot \text{day}$ 、沈降率は21, 22, 37, 38%/dayとともに後方の池で大きかった。溶出量も後方の池で大きく、さらに溶出率も1~4池で70, 70, 80, 90%と後方の池で高くなっていた。これは藻類に加え細菌の活動も後方の池で活発であることを意味している。

図4-29に炭素について現存量と変化量との関係をまとめた。図より、これらの反応量はほぼ現存量に比例し、総生産・沈殿・呼吸・溶存化の順で、それぞれ0.5, 0.25, 0.18, 0.04 day^{-1} の反応速度となることがわかる。平均的には増殖した藻類中、36%は呼吸で無機化し、8%は排泄等で溶解性に、そして残り56%の内50%は沈殿することが示される。

これらの移行量に滞留時間が及ぼす影響を調べるため、流下方向への各移行量の積算値と滞留時間との関係を図4-30に示した。図よ

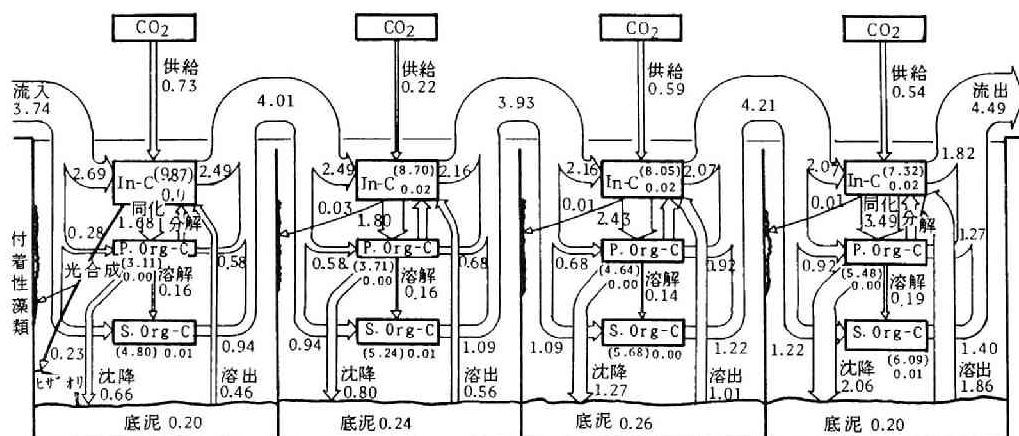


図4-28 炭素の酸化池内物質循環 単位 $\text{mgC/m}^2 \cdot \text{day}$ (現存量 ; mgC/m^2)

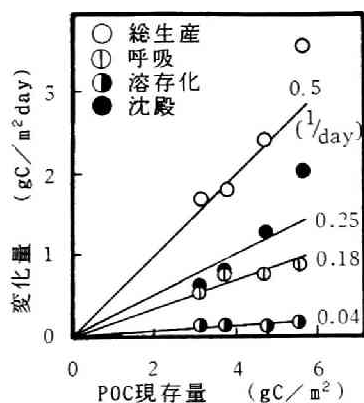


図 4 - 29 POC現存量と変化量との関係

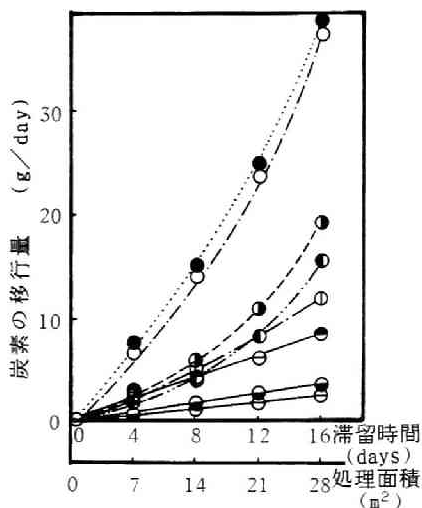


図4-30 滞留時間と各反応の関係

- | | |
|------------|-------------------------|
| ● 総同化量 | ● 溶出量 |
| ○ 水中での総同化量 | ⊖ S.Org-C生成量 |
| ① 水中での呼吸量 | ● 底泥量 |
| ① POCの沈降量 | ● CO ₂ ガス吸収量 |

り同化・沈降・溶出の各反応量は滞留時間が長くなると果進的に増大する傾向にあった。一方、底泥量, S.Org-C生成量, 炭酸ガス吸収量は、ほぼ一定割合の各々230, 150, 520 mgC/m²·dayの増加にとどまった。

つぎにPOCの純生産量および呼吸量について、経時変化を図4-31に1池と4池とを例として示

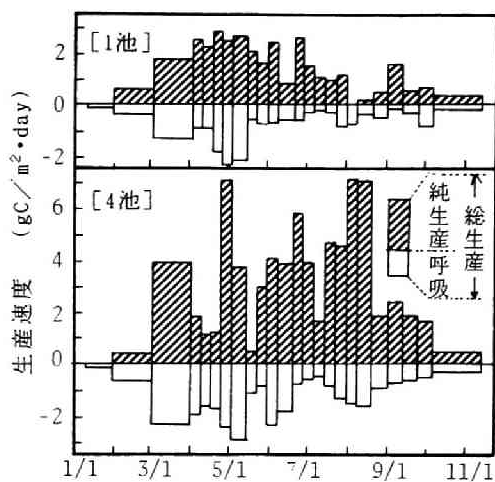


図 4 31 生産・呼吸速度の経時変化

した。純生産量は、沈降量の採取期間ごとの収支から得たもので、呼吸量は酸素法による実測値を炭素に換算したものである。両者はよく対応しており、呼吸作用に藻類が大きく関与していたことがわかる。この生産量を酸素法による図4-6と比較すると、よく似たパターンとなっていることがわかる。両者の若干の差は、図4-6が日々の日射量で大きく変化する生産量を4日ごとに測った値であるのに対し、図4-31が一定期間の平均値であるのことによると考えられる。純生産の最高値は4池の4月下旬および8月上旬7 gC/m²·dayであり、一時的にはきわめて高率の生産が行なわれていた。また日変動もかなり大きい。

(3) 窒素

図4-32に窒素の循環図を示す。1池流入窒素量は1819 mgN/m²·day、4池流出窒素量は1139 mgN/m²·dayで、流入した窒素の内37%が、池内で除去されたことがわかる。形態別では、In-Nが減少し、P.Org-Nが増加していた。

炭素の循環図では同化・沈降・溶出が主要な反応であったが、窒素ではこれらに硝化が加わって、一つの循環をなしている。池別では、各移行量は流下方向に増大した。なお、光合

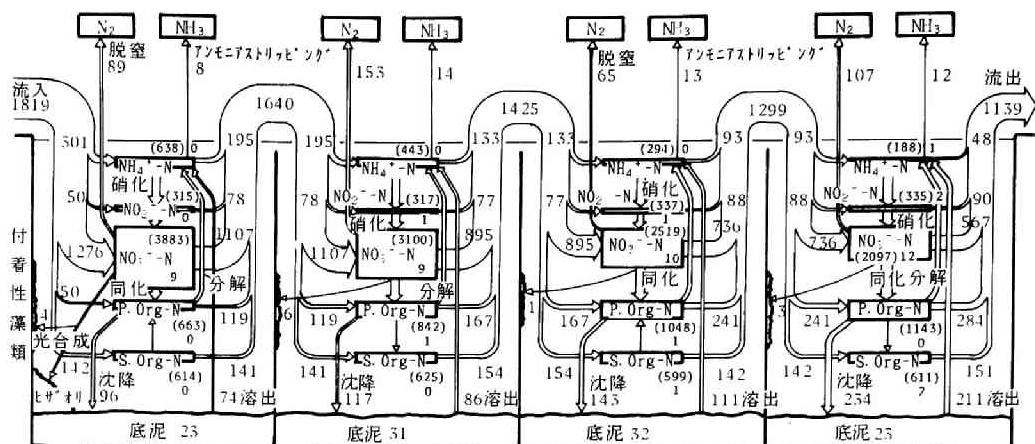


図 4 3 2 窒素の酸化池内物質循環 単位 $\text{mgN/m}^2 \cdot \text{day}$ (現存量 ; mgN/m^2)

成に伴う窒素同化を $\text{NO}_3^- \text{-N}$ によると限定したため、硝化量は $250 \sim 400 \text{ mgN/m}^2 \cdot \text{day}$ となったが、これは若干過大評価であると考えられる。

窒素の水中の同化量は各池で263, 304, 343, 441 $\text{mgN/m}^2 \cdot \text{day}$ と、後方の池で増大していた。 P.Org-N の平均存在量との比を求めると、0.40, 0.36, 0.33, 0.39 $\text{mgN/m}^2 \cdot \text{day}$ であり、浮遊物では窒素は2.5～3日の回転率であることがわかる。沈降量、溶出量も、炭素と同様、後方の池ほど移行量は大きかった。

窒素の挙動としては脱窒、アンモニアストリッピングが特徴的である。その両者あわせた系外移行量は、各池で97, 167, 78, 119 $\text{mgN/m}^2 \cdot \text{day}$ であり、全体で流入窒素量の25%にあたり、その量は大きい。脱窒とアンモニアストリッピングの比は平均で9:1と脱窒が卓越していた。脱窒は池内が高DOであるため底泥部分で生じると考えられる。有機物分解の際、1モルの $\text{NO}_3^- \text{-N}$ の脱窒で、酸素分子5/4モルに相当する分解が行なわれるので、この脱窒量により酸素として $0.19 \sim 0.44 \text{ gO}_2/\text{m}^2 \cdot \text{day}$ に相当する分解を補助していると算定される。底泥での酸素消費は $1.12 \sim 5.27 \text{ gO}_2/\text{m}^2 \cdot \text{day}$ であったので、底泥中での有機物分解の5～25%は脱窒によると推算される。

(4) リン

図4-33にリンの循環図を示す。T-Pは1池流入で $124 \text{ mgP/m}^2 \cdot \text{day}$ であったが、4池流出では $77 \text{ mgP/m}^2 \cdot \text{day}$ となり、池内で除去されている。その主な形態はS-PとP.In-Pとで、除去量を池全体の面積当りで表すと(図4-33は各池ごとの面積での計算値)、T-P, S-P, P.In-Pそれぞれで11.6, 10.2, 4.5 $\text{mgP/m}^2 \cdot \text{day}$ となる。池内の主要反応は、C, Nでみられた同化・沈降・溶出と、化学凝集・沈降・溶出の2つの流れからなっていた。このうち同化・沈降・溶出の各移行量は後方の池ほど増大し、C, Nと同傾向であった。無機態リンの沈降は各池で、13, 10, 5, 3 $\text{mgP/m}^2 \cdot \text{day}$ と前方の池で多く沈降する傾向にあった。その溶出量は、各池で9, 7, 2, 1 $\text{mgP/m}^2 \cdot \text{day}$ であり、溶出率は69, 70, 40, 33%と後方の池で減少した。一方、化学凝集反応は、最終的な反応量としては大きくないが、8月期に底泥からの溶出が Ca^{2+} と $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ との反応に大きく依存していたことから、日々のS-P濃度には大きく影響すると考えられる。

これらの個別元素の収支計算に基づくフラックスを、CとN、CとPについて示し、そのフラックス間の関係を整理したのが図4-34である。Nについてみると、総生産、沈殿、溶出とす

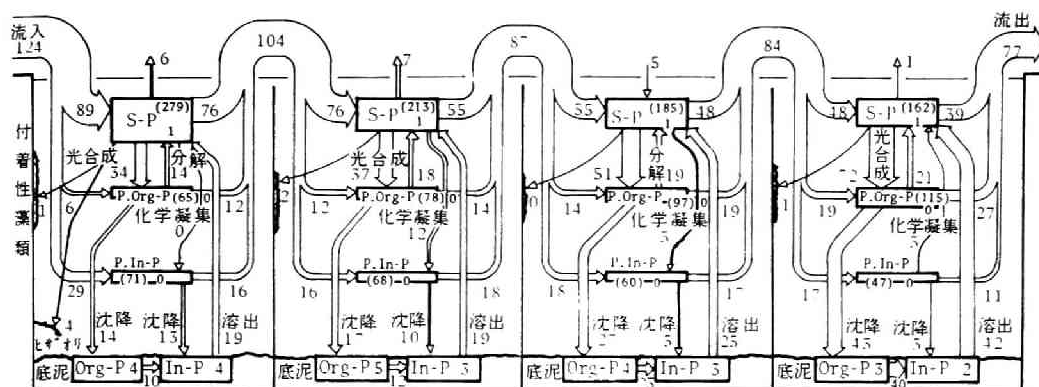


図 4 - 3 3 リンの酸化池内物質循環 単位 $\text{mgP/m}^2 \cdot \text{day}$ (現存量 ; mgP/m^2)

べてC/N比6~10と藻類組成と等しい範囲にあるが、溶存化はこれより明らかに低く、溶解化される成分はN含有率は低いことがわかる。同様にPについて示したが、この場合にはC/P比はすべて25~50と藻類組成に近い範囲に存在した。組成的にみても池内のC, N, Pの物質循環に藻類の寄与が大きいことがわかる。ただしPの場合、沈殿量や溶出量でy切片を持つ傾向も見られ、Cが変化しなくともPが変化することが推察される。

4.5.3 各元素の収支比較と自浄量の評価

前記の解析により、池内での各成分の物質循環が明らかとなったので、それに基づいて各反応が全体の収支にどのように関与し、最終的な酸化池の浄化能にどの様に関わるのかを検討する。

(1) C, N, Pの収支比較

まず図4-35に各地での酸素の収支を求め、各反応の大きさを比較してみる。図では生物反応の内容も検討するため、その呼吸量を、細菌・藻類・動物に分けて示した。このため、動物の全体の呼吸量に占める比率は、前記の4月および6月のカイミジンコでの試算値と同

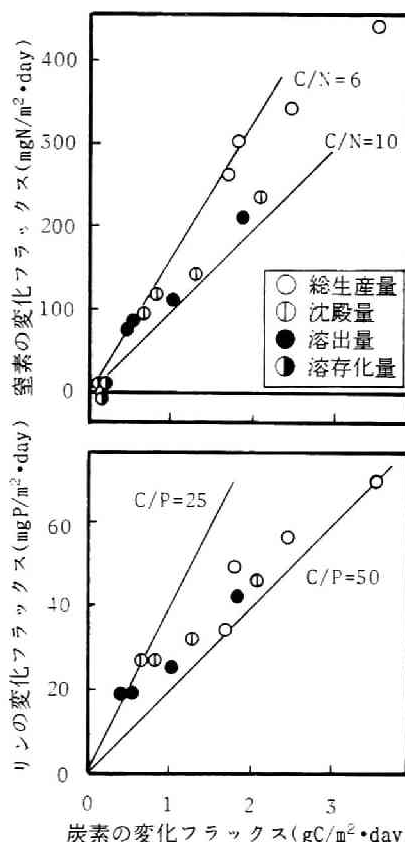


図4-34 酸化池内でのC, N, P挙動の相互関係

じと考えた。一方、藻類の呼吸量は、同じく酸化池水を用いた藻類の培養実験での呼吸／

総生産の比(表3-19)より、これを0.15として算出した。ともに推定精度は高くないが、おおよその割合を得るには十分と考えられる。

結果を見ると、各池とも増加要因は光合成にほぼ依存するが、減少要因には流出、呼吸硝化、底泥、脱気と様々な過程が関与し、しかもそれらは全体の10~30%と同レベルで作用していることがわかる。この中では底泥による酸素消費がもっとも大きい。呼吸自体では1~4池とも約20%であり、うち動物が2%、細菌と藻類がともに約50%となり、藻類分解実験での各生物群の寄与割合とよくにている。

底泥による酸素消費は、1池では20%弱だが、4池では30%以上と増大している。これらは池全体の平均値で、各反応は場所的にかなり局在し、たとえば底泥の酸素消費は池下層部、脱気は表層部を中心に生じていると考えられる。酸素の減少要因の内、有機物分解に由来するものは水中での呼吸と底泥での分解であり、両者を合わせると各池で約半分の量とな

っている。

このような収支を1~4池全体でとり、各反応の重要性を各元素ごとに比較したものが図4-36である。図では元素全体の収支のほか、C, N, Pについては浮遊物まわりでも収支も示した。浮遊物の場合はその幅を元素全体の場合の量と対応させた。

浮遊物まわりの収支を考察すると、同化量のうちC, N, Pとも約30%が呼吸によって、再無機化し、50%が沈殿となって水中から除去されることがわかる。ただし、全体収支に対する浮遊物まわりの変化量の大きさは、C, N, Pによって異なり、CやPでは池全体の収支量に匹敵するが、Nでは60%程度と小さい。その結果、窒素では流入した成分中かなりの部分の NO_3^- -Nがそのまま流出することが読み取れる。ただし、底泥での分解の結果、脱窒による窒素の除去が、総負荷量(底泥からの回帰分も含まれる)の約20%も生じている。Nの沈殿量自体は20%強と大きい、ほとんど溶出する

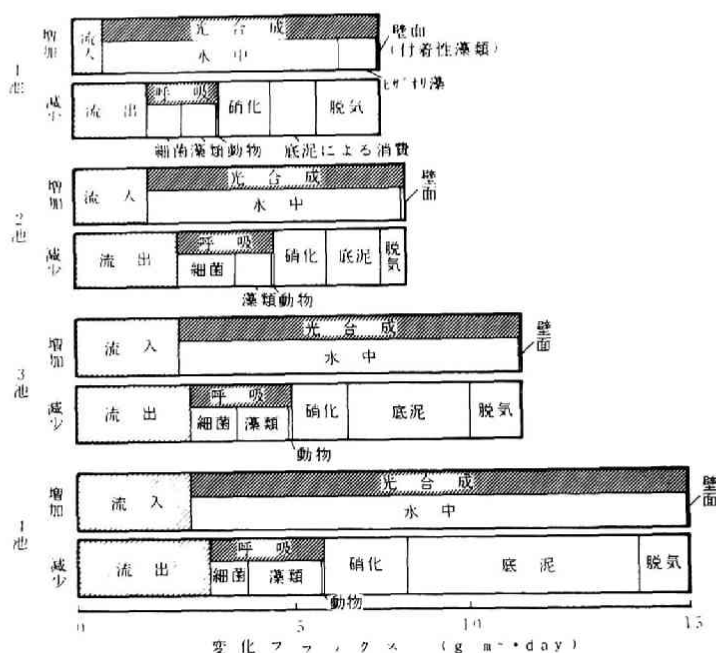
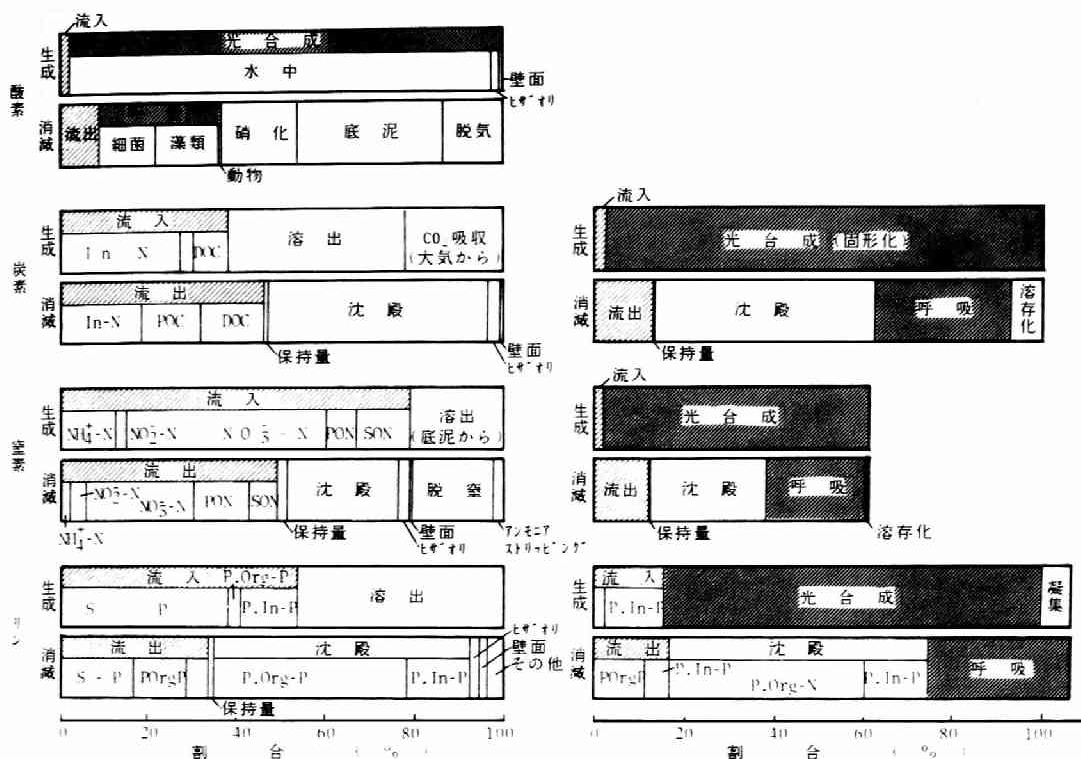


図 4 3 5 各 池 で の 酸 素 収 支



(a) 元素全体 (b) 浮遊物まわり
図 4 - 36 C, N, P の 酸 化 池 内 で の 物 質 収 支

ことがわかる。一方、リンでは流入負荷量と同レベルの溶出が生じるため、池内での除去率が悪くなっている。いずれにしても、C, N, Pとも光合成、呼吸および沈殿そして溶出の過程を通じて、物質が循環し、その過程間で捕捉される部分が池の除去となっている。したがって、流入負荷に比べ循環量の多い元素ほど除去される可能性が高いといえる。

(2) 自浄量の量的評価

つぎに、第1章の表1-2に示した各種の考え方(系の範囲、各指標の形態)で自浄能を量的に求め、その意義を検討する。結果が表4-17である。

汚濁物の減少の観点でみると、酸化池全体では炭素は三形態ともマイナスとなって

おり、浄化的ではない(自濁的)と評価される。酸化池全体を考慮範囲とする場合には、底泥での反応も含めて考えており、したがって表の値は池全体での除去量に相当する(池水や底泥での蓄積分も除去量となる)。T-C, T-N, T-Pでのこの値はそれぞれ0.2 g/m²・day, 158 mgN/m²・day, 11 mgP/m²・dayである。さらにこの値を浮遊物と有機物でみると、酸化池は生産の方が卓越するので、C, N, Pともマイナスとなる。

これに対し考慮する範囲を水中とすると、表の値は、水中での反応減少量と沈降などによる水系外への移行量の和として考えたものに相当し、酸化池全体を対象とした場合に比べ、底泥からの回帰を酸化池内の反応と考えず、新たな外部負荷として計算した値となる。

表 4 - 17 C, N, P の 各 反 応 量

現象	考慮する範囲	形態	番号	炭素 $\frac{\text{gC}}{\text{m}^2 \cdot \text{day}}$	窒素 $\frac{\text{mgN}}{\text{m}^2 \cdot \text{day}}$	リン $\frac{\text{mgP}}{\text{m}^2 \cdot \text{day}}$
汚濁物の減少	酸化池全体	浮遊物	①	-0.24	-59	-1
		有機物全体	②	-0.42	-62	—
		全体	③	-0.20	158	11
	水中	浮遊物	④	-0.24	-59	26
		有機物全体	⑤	-0.42	-62	—
		全体	⑥	1.27	278	37
	生物反応のみ	浮遊物	⑦	-1.45	-206	-1
		有機物全体	⑧	-1.61	-208	—
		全体	⑨	0	0	0
系の復元力	酸化池全体	浮遊物	⑩	2.10	305	52
		有機物全体	⑪	1.91	277	—
		全体	⑫	-0.20	158	11
	水中	浮遊物	⑬	2.10	305	52
		有機物全体	⑭	1.91	277	—
		全体	⑮	0.27	278	37
	生物反応のみ	浮遊物	⑯	0.90	132	19
		有機物全体	⑰	0.74	130	—
		全体	⑱	0	0	0

今回の収支では溶出項を無機イオンの形態でしか把握できなかったため、各元素とも浮遊物と有機物では、さきの酸化池全体での計算値と同じになるが、全体でみると、C, N, Pとも正の値となり、池内水中はこれら元素を減らす方向に働いていることがわかる。ただし、水中のCの減少は逆に大気からのCO₂の吸収を招き、酸化池全体ではT-Cの増大を招く要因となっている。生物反応のみは、実質的にはマイナスの純生産量を表しており、炭素では有機物全体では-1.61 gC/m²・day、浮遊物のみで-1.45 gC/m²・dayとなっている。

このように汚濁物減少という観点でとらえれば、有機物生産が分解を越えるので本酸化池では多くの場合、浄化量は自濁的と評価される。一方、減少に働く方向のみに注目した“系の復元力”でとらえた結果が表の下段である。この場合はT-Cで酸化池全体を考えるとのみマイナスとなっており、その他は、全体に正となっている。このうち、酸化池全体で考えることは、呼吸によって分解される量と

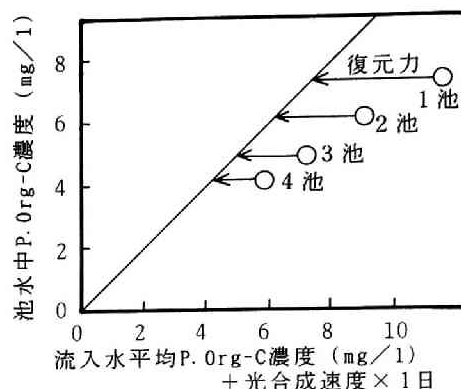


図 4 - 37 復元力の水質に与える効果

実質的な底泥への移行量（溶出分を差し引いた実質沈降量）との和に相当する。一方、水中で考えることは呼吸量と沈殿量との和に、さらに生物反応のみで考えることは呼吸量に相当する分となっている。この復元力では、C(有機物)でみても、生物反応で0.74 mg/m²・day、水中で(＋沈殿)1.91 mg/m²・dayの浄化が酸化池にあると評価できる。この他、窒素リンの各値とも正の値となる場合が多く、したがって反応が並行的に進む系では、復元力の立場で評価する方が、自浄に関する能力を量として表記する上では適していると考えられる。なお、形態を全体でとらえた場合、系の復元力は除去量から有機物から無機物への移行フラックス(生産)を差し引いて評価した値であるため、汚濁物の減少と等しくなる。

つづいて、ここで考えた復元力がどの様に水質に反映するのかを検討する。図4-37は流入の平均的P.Org-C濃度と、光合成速度とから予測される水中のP.Org-C存在量と、池水のP.Org-C濃度との関係を図化した。図に示すように復元力（この場合池中を対象にP.Org-Cまわりの値）は水中のP.Org-Cを減少させる方向に進み、その濃度を30%程度低くしていることがわかる。

この復元力がどの要素と関連するかを検討するため、図3-38に総生産量と水中での浮遊

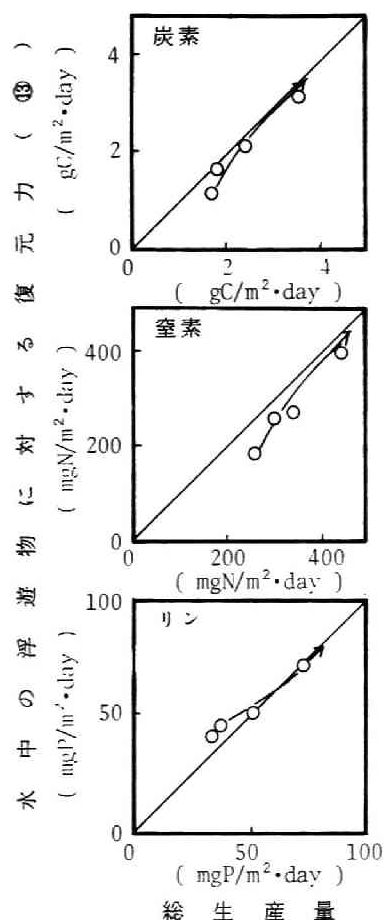


図 4 - 38 総生産量と復元力との関係

物に注目した復元力との関係をみた。するとC,N,Pでの復元力は総生産量に添うような形で、流下方向へ、下方から上方すなわち増大する挙動が認められ、この復元力が総生産に見合うように変化していることがわかる。また、その比も後方の池ほど1に近づき、系の変化を少なくさせる方向に働くことが読み取れる。

つづいて、この復元力で、実際に何が明らかにできるのかを示すため、流入負荷に対する復元力(同じく水中の浮遊物)の比を求めてみた。すると図4-39のように今回の実験では後方の池ほどその比は増加し、現存量がそ

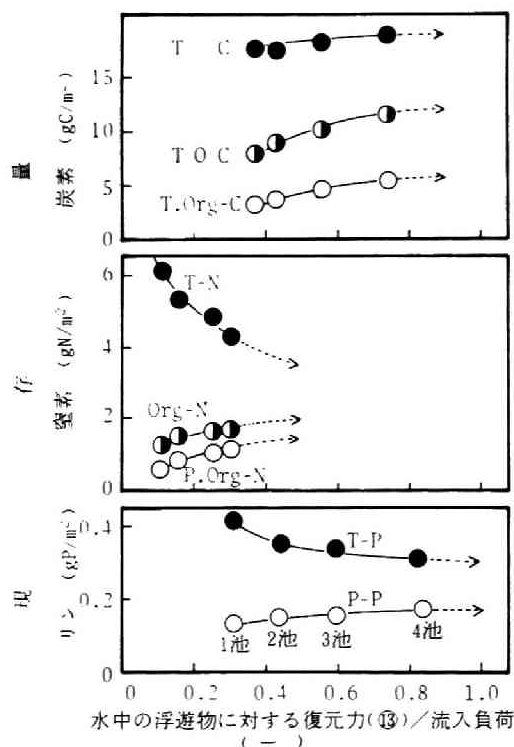


図4-39 C,N,P各々における復元力／流入負荷の流下方向への変化

れに伴い一定値に近づき、かつ全体と浮遊物とが同一濃度に近づく傾向がみられた。ただし、この形は元素によって異なっており、その比が小さいNでは変化が急であったが、CやPではすでに一定値に近くになっていた。これは流入負荷に対する復元力の比が小さい系ではその現存量(とくに浮遊物濃度)の変動が大きいことを意味する。結果として、この比の増大により系の存在量が一定の値に近づき、系が安定した状態になることを表現すると考えられる。すなわち、系内での循環が流入負荷にくらべ大きい系では、系内の水質濃度が比較的一定の値となり安定し、復元力はその大きさを示す指標となりうることを示した。

4.5.4 まとめ

本節で得られた結果を以下にまとめる。

- ① 本酸化池は、池間混合率を69%とする単純な完全混合槽の直列型で表現でき、この流動モデルと実測の水質・沈降量・底泥量・明暗ビン試験結果を用いて各池のC, N, Pの物質循環を明らかにする収支計算手順を開発した。
- ② 炭素、窒素、リンとも池内での主要な反応は固形化(光合成)、呼吸、沈降、溶出であり、その反応量は滞留時間とともに増大した。光合成による固定はきわめて活発で、各池で5.4～11 gC/m²・dayであり、その36%は呼吸で無機化し、8%は排泄で溶解性に、50%は沈殿によって除去される。沈殿物は底泥中で分解され、C, N, Pを放出するが、その必要酸素の5～25%は脱窒によって賄われていた。
- ③ 炭素は流入負荷量の50%にあたる量が大气からCO₂として供給されていた。窒素では系外移行が脱窒9、アンモニアストリッピング1の割合で生じ、あわせて窒素除去量の68%を

占めた。窒素の除去量は全流入負荷の37%で、それは滞留時間に比例した。リン除去率は池全体で38%であり、滞留初期になされたが、これはリンとCa²⁺との化学凝集とその沈降により生じたものと考えられる。

④ C, N, Pとも光合成、呼吸、沈殿そして溶出の過程を通じて、物質が循環し、その間に捕捉される部分が池の除去となっている。汚濁物減少の観点では、生産が分解を越える場合、その値はしばしばマイナスとなり、浄化の評価値としては意義が乏しく、むしろ減少方向への反応量である復元力の方が優れている。

⑤ 復元力を池内の有機物に注目し計算すると、半分は水中で、他の半分は底泥寄与である。水中での浄化分は植物プランクトンとバクテリアとが約半分づつを占め、動物プランクトンも数%程度関与する。この復元力は系への流入負荷に比べ大きい場合、系の水質レベルが一定の値となり安定し、この意味で復元力は系の安定性の指標となる。

第6節 結 語

本章では、2次処理水を流入水とする酸化池をモデル富栄養湖と見なし、生物・化学・物理の諸反応を定量して物質収支を明らかにし、その結果を通じて、池内各種反応の自浄作用への効果評価を試みた。

第3節では定期調査結果などから、酸化池の水質・沈降物の特徴を調べ、

- ① 流入2次処理水中のC, N, Pはきわめて藻類が摂取しやすい無機態が中心であること。藻類の繁茂により、池内はpH9以上、DO 10 mg/l以上の過飽和状態となり、池内の無機イオンが減少し、結果として浮遊物が増大すること。
- ② 沈降量は浮遊物量の変化と対応し、底泥は、強熱減量が40%程度と、有機物の割合が

きわめて高いこと。

を示した。

第4節では、池内の主要反応機構とその影響因子の解析を行ない、

- ③ 酸化池内での生産および呼吸作用に係わる影響因子は藻類量、水温、日射量であり、その効果は、指数型の重回帰分析で相関係数0.8以上の精度で表現できること。
- ④ 池内浮遊物はほぼ藻体有機物で構成されるが、リンは浮遊物中20～50%はCa²⁺との化学凝集で生じる無機態であること。
- ⑤ 動物の作用は、藻類の捕食とそれに伴う栄養塩の回帰であり、その現存量は浮遊物の5～10%程度、その作用は呼吸および生産の2

～3%を占めると見積られること。

⑥ 浮遊物は平均で15～30cm/dayの速度で沈降するが、水質ではSSが沈降しやすく、N、Pが沈降しにくく、さらに熟成の進んだ後方の池で浮遊物は沈降しやすいこと。

⑦ 底泥では沈降物は一年以内に70～90%が分解溶出し、その速度は1次反応定数で、Org-Pが 0.019 day^{-1} 、T-N, Org-C, Chl. aが 0.016 day^{-1} 前後、SSが 0.010 day^{-1} となること。底泥での有機物分解は酸素拡散に律速されるが、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ では池上層水のpHも影響し、pH低下時に回帰すること。

を明らかにした。

ついで第5節では、第3, 4節で得た各反応機構を総合することにより、

⑧ 本酸化池は、池間混合率を69%とする単純な完全混合槽の直列型で表現できることを示し、この流動モデルと各種実測データから各池のC, N, Pの物質循環を得る収支計算手順を開発した。

そして、その池内物質収支図から、

⑨ C, N, Pの主要な反応が固形化(光合成)、呼吸、沈降、溶出であり、光合成で $5.4 \sim 11 \text{ gC/m}^2 \cdot \text{day}$ の速度で固定されるが、呼吸によって36%が無機化され、排泄によって8%が溶解化し、

50%の沈殿し、沈殿物は底泥中で分解され、その必要酸素の5～25%は脱窒によること。

⑩ 炭素は流入負荷量の50%が大気から供給されるが、窒素では脱窒9、アンモニアストリッピング1の割合で系外に移行し、あわせて窒素除去量の68%を占めること。N, Pの除去量は全流入負荷の37, 38%で、Nは滞留時間に比例するが、Pでは Ca^{2+} との化学凝集物の沈降により主に滞留初期になされること。

⑪ C, N, Pとも光合成、呼吸、沈殿そして溶出の過程を通じて物質が循環し、その間に捕捉される部分が池の除去となっており、汚濁物減少の観点では、生産が分解を越える場合、その値はしばしばマイナスとなり、浄化の評価値としては意義が乏しく、むしろ減少方向への反応量である復元力の方が優れていること。

⑫ この量を池内の有機物に注目すると半分は水中で他の半分は底泥によって寄与され、水中での浄化分は植物プランクトン・バクテリアが約半分づつを占め、動物プランクトンも数%程度関与すること。この復元力が系への流入負荷に比べ大きい場合、系の水質レベルが一定の値となり安定し、この意味で復元力は系の安定性の指標となること。

など各反応の自浄作用への効果を検討した。

第4章 参考文献

- 1) 宗宮功, 藤井滋穂, "酸化池による汚水の浄化", 用水と廃水, Vol. 24, No. 1, p32-38(1982)
- 2) Oswald, W. J., Gottas, H. B., Golueke, C. G. & Kellen, W. R., "Algae in Waste Treatment", *Sewage & Industrial Waste*, Vol. 29, p437(1957)
- 3) 須藤隆一, "廃水処理の生物学", 産業用水調査会(1977)
- 4) Potten, A. H., "Maturation Ponds -Experiences in their Operation in United Kingdom as Tertiary Treatment Process for a High Quality Sewage Effluent", *Water Res.*, Vol. 6, p781-795(1972)
- 5) Oswald, W. J., "Fundamental Factors in Stabilization Pond" in 'Advances in Biological Waste Treatment', edited by Eckenfelder, W. W. Jr. & McCabe, B. J., p357-393, *Oxford Press* (1963)
- 6) 小山忠四郎, "生物地球化学—環境科学への基礎と応用—", p98-102, 東海大学出版会(1980)
- 7) 門田正美, "湖沼における主要甲殻類動物プランクトン個体群の動態", 微生物の生態6, p73-91, 学会出版センター(1977)
- 8) Dinges, R. & Rust, A., "The Role of Daphnia in Wastewater Oxidation Ponds", *Public Works* Vol. 89, p89-128(1972)
- 9) Schroeder, G. L., "Some Effects of Stocking

- Fish in Waste Treatment Ponds", *Water Res.*, Vol. 9, p591-593(1975)
- 10) 上松宏嗣, 中野裕隆, 住山淳, "酸化池による三次処理に関する実験", 第11回下水道研究発表会講演集 p241-243(1974)
 - 11) 村岡一志, "酸化池における魚の影響に関する考察", 京都大学卒業研究(1981)
 - 12) 彦根地方気象台, "滋賀県気象月報", 昭和54年1月~11月
 - 13) Park, D. K., "Oceanic CO₂ System an Evaluation of Ten Methods of Investigation", *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 14, No. 2, p179-186(1969)
 - 14) APHA, WPCF, "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater", 14th Edition(1975)
 - 15) 藤井滋穂, 宗宮功, "COD_C測定および利用に関する2, 3の知見—COD_CとTOCとの関係およびCOD_Cの自動測定法について", 水質汚濁研究, Vol. 10, No. 10, p631-634(1987)
 - 16) 小林節子, 宇田川理, "手賀沼底質中のクロロフィル分解物", 日本陸水学会誌, Vol. 36, No. 2, p65-75(1975)
 - 17) 鎗田功他, 小林節子他, "印旛沼の底質(I)", 水処理技術, Vol. 17, No. 10, p943-956(1976)
 - 18) 小泉清明, "川と湖の生態—生態学への招待5—" p53-56, 共立出版(1971)
 - 19) Gloyna, E. F., "Basis for Waste Stabilization Pond Designs" in 'Advances in Water Quality Improvement', edited by Gloyna, E. F. & Eckenhof, W. W. Jr., p397-408, *Univ. of Texas*(1968)
 - 20) 中西弘, "上下水道の酸化処理に関する二, 三の研究", 京都大学博士論文(1966)
 - 21) DiToro, D. M., O'Connor, D. J. & Thomann, R. V., "A Dynamic Model for the Phytoplankton Population in the Sacramento - San Joaquin Delta", *Advances in Chemistry Series*, No. 106, p131-180(1971)
 - 22) 河村清史, "活性汚泥による都市下水処理に関する基礎的研究", 京都大学博士論文(1982)
 - 23) Brewer, P. G. & Goldman, J. C., "Alkalinity Changes Generated by Phytoplankton Growth", *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 21, No. 1, p108-117(1976)
 - 24) 中西弘, 浮田正夫, "水質汚濁制御の手法—富栄養化物質を中心として—", 水質汚濁シンポジウム講演集, Vol. 6, p57-72(1974)
 - 25) 小林隆, "降水の富栄養化に関する考察(1)", 公害と対策, Vol. 12, No. 11, p1231-1238(1975)
 - 26) 土木学会, "琵琶湖の将来水質に関する調査報告書(昭和47年度)", 土木学会(1973)
 - 27) 小泉清明, "伊勢湾, 三河湾周辺降雨の汚濁化と汚濁負荷について", 産業公害, Vol. 12, No. 5, p451-460(1976)
 - 28) 宝月欣二, "水界生態系", 生態学講座3, p89, 共立出版(1973)
 - 29) Folkman, Y. & Wachs, A. M., "Nitrogen Removal through Ammonia Release from Holding Ponds" the 6th International Conf. of Wat. Pollut. Cont., p503-515(1972)
 - 30) 宗宮功, 酒井彰, "2次処理水の酸化池処理における水質挙動(II)—生物量および栄養塩の収支に関する検討—", 下水道協会誌, Vol. 14, No. 160, p41-48(1977)
 - 31) 倉沢秀夫ら, "Bag実験による諏訪湖における基礎生産と分解関係の研究", "諏訪湖生物群集の生産力に関する研究", JIBP-PF, Vol. 4, p36-74(1972)
 - 32) Liao, C. F. H. & Lean, D. R. S., "Seasonal Changes in Nitrogen Compartments of Lakes under Different Loading Condition", *J. Fish Res. Board Can.*, Vol. 35, No. 8, p1095-1101(1978)
 - 33) 福島武彦, 相崎守弘, 大坪国順, 村岡浩爾, "湖沼の沈降物質に関する研究", 衛生工学研究討論会論文集Vol. 18, p9-14(1982)
 - 34) 西条八束, "湖沼における物質代謝の化学的研究(第4報)—木崎湖, 中綱湖, 青木湖の沈殿現象に関する二, 三の考察—", 日本化学雑誌, Vol. 77, No. 6, p930-936(1956)
 - 35) Matsuyama, M., "Organic Substances in Sediment and Settling Matter during Spring in a Meromictic Lake Suigetsu", *J. Oceanogr. Soc. Jpn.*, Vol. 29, p53-60(1973)
 - 36) 合田健, "水質工学—基礎編—", p179-181, 丸善(1975)

第5章 琵琶湖南湖調査による湖水水質

挙動の把握および自浄能の評価

第1節 概 説

本章では1984年12月から翌11月の間に実施した琵琶湖南湖水質調査結果をもとに、南湖水質挙動を解析し、水質変動モデルによるシミュレーション計算を進め各反応量を算定し、各因子の自浄作用への寄与評価を試みる。

第2節では水質調査の概要を示し、第3節

では水質調査結果から、その経時変化特性および組成の特徴を解析する。つぎの第4節では第3章で得たモデルを発展させて南湖に適用し、そのモデルの有効性を実測の湖沼データで検討し、その結果から南湖の自浄能に及ぼす各種反応の効果を検討する。

第2節 水質調査概要

5.2.1 調査日程と採水地点

調査は1984年12月から1985年11月までの間、ほぼ1ヶ月間隔で計13回、午前9時から11時30分の間に図5-1に示す南湖11地点、北湖1地点で実施した。図中の番号は、各調査地点番号であり、以下この番号で地点を示すことがある。また図中のボックス1,2は第4節のシミュレーションで分割した区域である。さらに図には集水域の面積を示した。

採水には、3ℓのVan Dorn採水器を用い、水面下0.8mから試料を採取した。南湖は平均水深が約4mと浅いため、夏期に表層と湖底直上とで水温差が2℃程度生じる以外、1年を通じて顕著な水温成層が認められず、風の影響で容易に鉛直混合が起こる。また、水深約4mの湖底まではほぼ周年、光合成層(生産層)である¹⁾。琵琶湖南湖で鉛直方向になされた水質調査²⁾でも上層・下層・底層間で水質的差異は小さく、水面下0.8mの地点で水面から湖底ま

での水質を代表させられると考えられる。

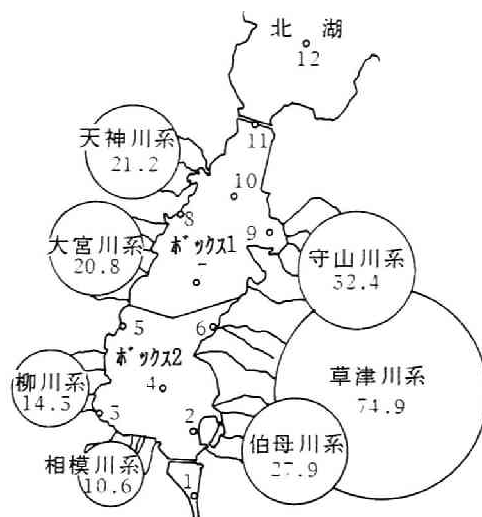


図5-1 琵琶湖南湖調査の採水地点と流入河川
(図中の番号は採水地点を示す)
(円は集水域の面積に比例)
(円内の数値(km²))

5.2.2 調査項目および分析方法

調査では富栄養化に関連する環境因子・有機物・栄養塩・生物量の挙動を把握するため、表5-1の項目を測定した。これらの分析では、採水後、現場で水温、pHの測定、DOの固定を行ない、実験室に搬入後、直ちにWhatman GF/Cろ紙でろ過し、ろ液を溶解性成分の分析に、ろ紙をSS・クロロフィルaの分析に供した。

重クロム酸カリウムによるCOD(以下、CODと略す)の測定は機器分析で行なったので、換算係数^{*)}を用いて手分析のCOD_{Cr}(Standard Methods)と同等値に換算した。このCOD、全リン、全窒素は、各々ろ過全試料とろ過後試料との両方を測定しており、全成分、浮遊性成分、溶解性成分を各々T、P、Sの記号を用いて区別する。なお、試水の酸素消費活性および光合成活性は、実験室内で一定温度(20℃)一定照度(光合成活性, 5000 lux)の条件下で得たもので、現場の値ではない。

表 5 - 1 測定項目の分析方法

測定項目	分析方法
水温	棒状水銀温度計
透明度	セッキ円板法
pH	比色法*
DO	ウインターズ・化ナトリウム変法*
SS	7100法(Whatman GF/C使用)**
VSS	ろ紙法(450℃, 4hr, Whatman GF/C使用) Standard Methods(1975)注2)に準拠
COD注1)	(7100法性過硫酸カリウム分解後、UV測定)***
全窒素注1)	下水試験方法に準拠(インテグレーション法)注2)
アンモニア態窒素	スルファニルアミド・ナフチルエチレンジアジン法**注2)
亜硝酸態窒素	カドミウム・銅カラム還元法**注2)
硝酸態窒素	酸性過硫酸カリウム分解後モリブデン青法**注2)
全リン注1)	モリブデン青法によるモリブデン青法****
有機リン酸態リン	UNESCO/S法*
クロロフィルa	Lorenzen法*
7100法	平板法(桜井培地), 20℃, 7日後、計数
従属栄養細菌	明暗20法でDO濃度変化測定
光合成活性及	(20℃, 5000 lux)
酸素消費速度	

* 上水試験方法(1978)

** 下水試験方法(1974)

*** 環境庁告示第140号

**** 水の分析(第3版)

注1) ろ過前、ろ過後両試料(Whatman GF/Cろ紙)測定

注2) テクニコンオートアナライザー II 型で測定

第 3 節 南湖水質の特性

5.3.1 季節変化

琵琶湖における水温、日射量、降水量さらに水位、流量の経時変化を図5-2に示し、環境条件の変化特性を考察する。

(a)水温 図5-2(a)は調査時の平均水温の季節変化である。水温の年間平均値は16.3℃で、変動範囲は1,2月の約5℃から7,8月の約30℃までである。地点間の標準偏差は年間を通じて約1℃以下と小さく、時間的変化が卓越している。

(b)日射量 日射量は彦根気象台の報告値(彦根)⁴⁾を用いた。図5-2(b)に示されるように、その平均値は日々大きく変化し、最大値は860 cal/cm²・day、最小値は20 cal/cm²・day

であった。季節的傾向を明確にするため、図中に示した10日間移動平均によると平均的には夏期の6~9月には約500 cal/cm²・day、冬期の11~3月には150 cal/cm²・day程度となり、水温同様、典型的な季節変動パターンを示した。ただし、梅雨により雨天の多い6月下旬~7月上旬にはその前後の半分程度となっている。

(c)降水量 降水量は南湖集水域山麓部の水口および雲井の両雨量観測所の測定値⁵⁾の平均で示した。1985年の全降水量は1750 mmと平年のレベルであった。ただし月によって差があり、6月下旬から7月上旬には梅雨により500mmに達する多量の降雨が見られ、その他では3,4,9月に比較的雨量が多かった。他の月では100 mm以下と降水は少なかった。

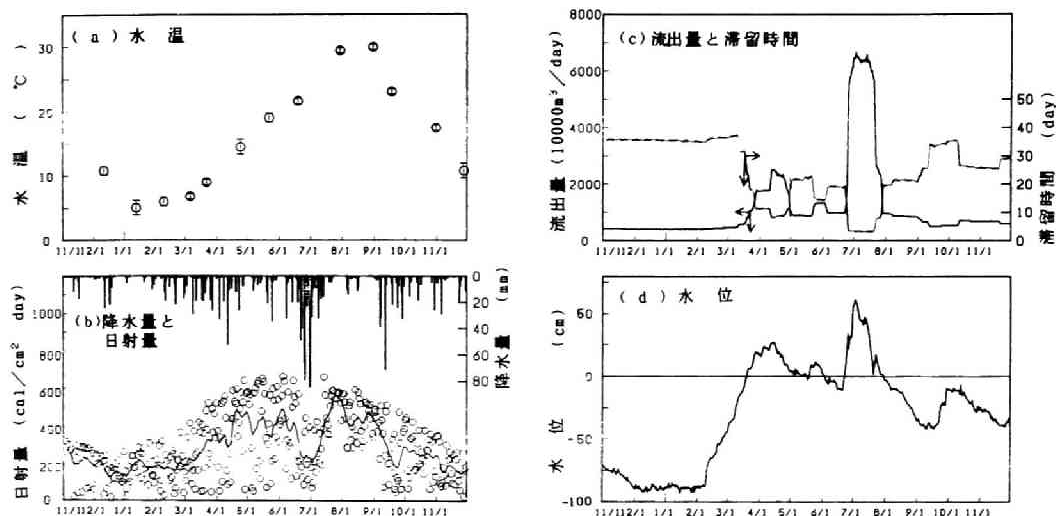


図 5-2 環境因子の経時変化

(d)水位 鳥居川観測所(瀬田)における水位変化を図5-2(d)に示す。同調査開始時は琵琶湖の濁水が問題化した時期であり、12月から2月上旬まではそれが頂点に達して、水位は-90cm近くを推移し、1985年1月26日には観測史上2番目の最低水位-95cmを記録している。2月中旬から4月上旬にかけては水位は+30cm台まで一気に回復しているが、この間の降水量は顕著なものではないので、これは主に雪解け水によると考えられる。4月後半から6月中旬までは上昇した水位が低下するが、6月下旬から7月上旬には梅雨によって水位が急増している。7月下旬から夏期の好天により水位が低下しているが、9月下旬には台風余波の影響で水位が上昇している。これより、琵琶湖の水位上昇は融雪、梅雨、台風が支配的であり、中でも融雪期の上昇が大きいことが分かる。

(e)流出流量・滞留時間 琵琶湖南湖では主要の流出は瀬田川を通じて生じ、一部琵琶湖疏水を通じて京都に運ばれる。図5-2(c)には瀬田川での流出流量⁵⁾を示す。図によると、濁水問題が解消される4月までは約500万 m^3/day とかなり放流量を制限しているが、その後

の水位回復にともない1000~3000万 m^3/day と増大している。7月下旬から8月上旬の集中豪雨時には、6000万 m^3/day を越える多量の流出が行なわれている。この流出量と湖容積とから計算される滞留時間を見てみると、流出流量が500万 m^3/day 以下の3月以前は約40日とかなり長い、4月から6月は10~15日、さらに大流出の7月には5日程度とかなり短かった。

つづいて水質の経時変化について、その特徴を考察する。

(f)pH, DO 図5-3は南湖内11地点の平均値と変動範囲(標準偏差)を示した図である。pHは年平均値は7.8で、変動幅は7.2から8.9までの範囲にあり、藻類増殖時の春から秋にかけて高い。その標準偏差はpH値の増減時期に大きくなっている。

DOは飽和値(図中点線)変動の影響を受け、冬には高く、夏には低くなる。変動幅は8.0~11.6 mg/Q である。DOの標準偏差も藻類量と対応し、その量の多い春と秋に大きくなっている。なお図中の他の2つの曲線は第4節のシミュレーションの結果である。

(g)透明度, SS, VSS 透明度は年間を通じ

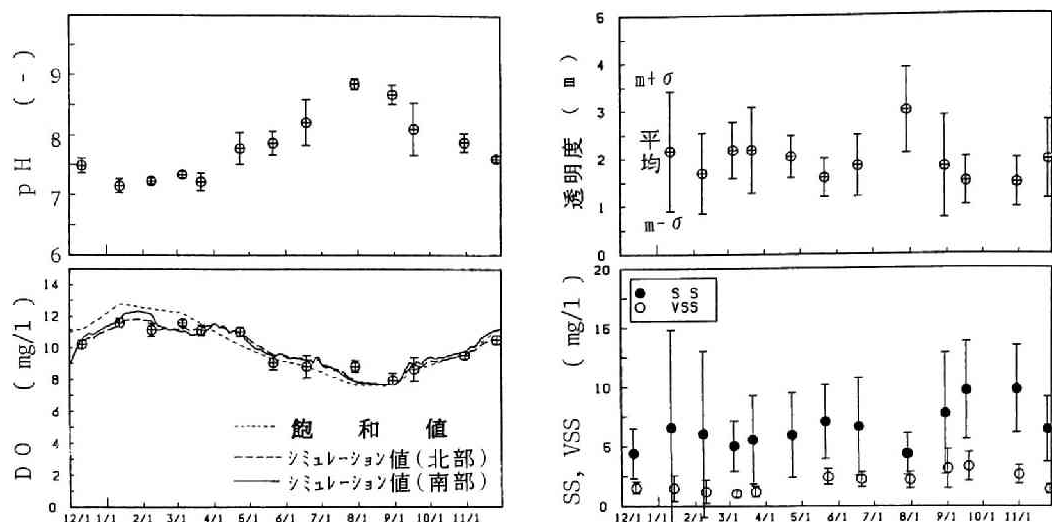


図 5 3 環 境 指 標 の 経 時 変 化

て平均的には2m前後であるが、地点間の差が大きく、1~3mの範囲で主に変動している。

SSは年間平均で約7mg/Lであり、地点間変動が大きい。SS中の有機性部分であるVSSは変動が比較的少ない。これは、SSの変動は土砂由来の鉱物性部分の影響を大きく受けていることを示している。梅雨によって大量の水の交換が行なわれた後の7月29日にSSが減少しているのが興味深い。SS中のVSS割合は、1~3月には20%程度であるが、5月から10月の藻類増殖期には30~50%に増大した。藻類中の灰分は乾重比で10%程度（ただし、珪藻類は40%）であり⁷⁾、藻類増殖期においても土壌由来の鉱物質の部分がSSの変動にかなりの影響を与えているものと考えられる。梅雨後の7月29日には、VSSの割合が50%前後に達している。

(h)クロロフィルa, 光合成活性, 酸素消費活性 図5-4(a)にクロロフィルa(Chl.a)の経時変化を示す。琵琶湖南湖では南北で水質レベルが異なるの^{8, 9)}で、図では北部(採水地点7~11), 南部(1~6)それぞれについて平均及び標準偏差を求め、図化している。なお図中の曲線はシミュレーションの結果である。図よ

り、Chl.aは春に10~20 $\mu\text{g/L}$ 、秋に20~30 $\mu\text{g/L}$ の2つのピークを有し、春から秋にかけて高いことがわかる。高濃度時には地点間変動も大きく、1.5倍程度南部の方が北部より濃度が高いが、その変動パターンはよく似ている。梅雨後の減少は、多量の流入水による水の交換と日照時間の減少によるものと想像される。

光合成活性は、Chl.aの変化とよく対応し、ピーク時には100 $\mu\text{gO}_2/\text{L}\cdot\text{hr}$ 程度となった。一方、酸素消費活性は、12月から3月にかけては10 $\mu\text{gO}_2/\text{L}\cdot\text{hr}$ と光合成活性とはほぼ同じレベルであるが、5月から10月までは光合成活性ほどは増加せず、その1/3程度と小さくなった。

(i)従属栄養細菌数 図5-4(c)に従属栄養細菌の経時変化を示す。ただし、この平均値は対数平均を用いている。7日目係数の値は、年間を通じて 10^3 (個/mL)のオーダーである。3月から5月にやや多い傾向がみられた。

(j)COD 琵琶湖南湖全体の年平均値はT-COD, S-COD, P-CODで、それぞれ7.5, 5.0, 2.5 mg/Lであり、年変動幅は、各々4~12.4~6, 1~5 mg/Lである。濃度的にはT-CODの2/3はS-CODによるが、その変動の約6割がP-COD

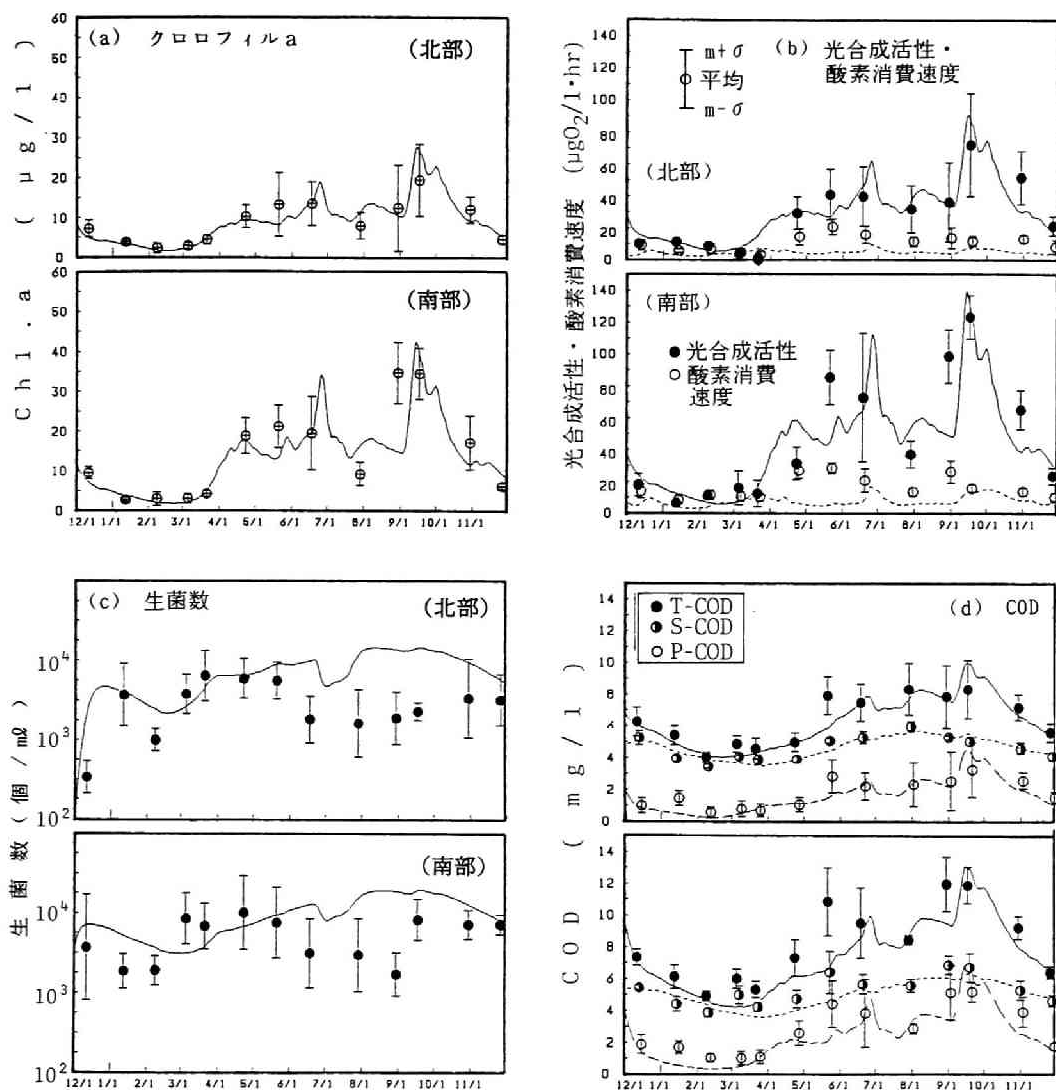


図 5 4 水 質 指 標 の 経 時 変 化 (I)
(曲線はシミュレーション結果)

の変動によるものである。P-CODはVSSと同一の挙動を示し、春から秋にかけて濃度が高く、南部が北部より1.5～2倍程度大きい。S-CODも春から秋にかけて高いが、地点間の変動は小さい。T-COD中の割合では12～3月では約80%を、5～10月でも60%を占めている。

(k)窒素 窒素各成分の経時変化を図5-4

(e), (f)に示す。T-Nは1月から3月まで高く、その後減少し、9, 10月に高くなり、また減少するという変化を示した。南湖全体の年平均は $470 \mu\text{gN}/\text{Q}$ 、年間変動幅は北部で $260 \sim 480 \mu\text{gN}/\text{Q}$ 、南部で $280 \sim 700 \mu\text{gN}/\text{Q}$ である。T-Nと水位との関連をみると、水位上昇のピーク後の採水時（第6, 8, 9, 12番目の採水日）には、

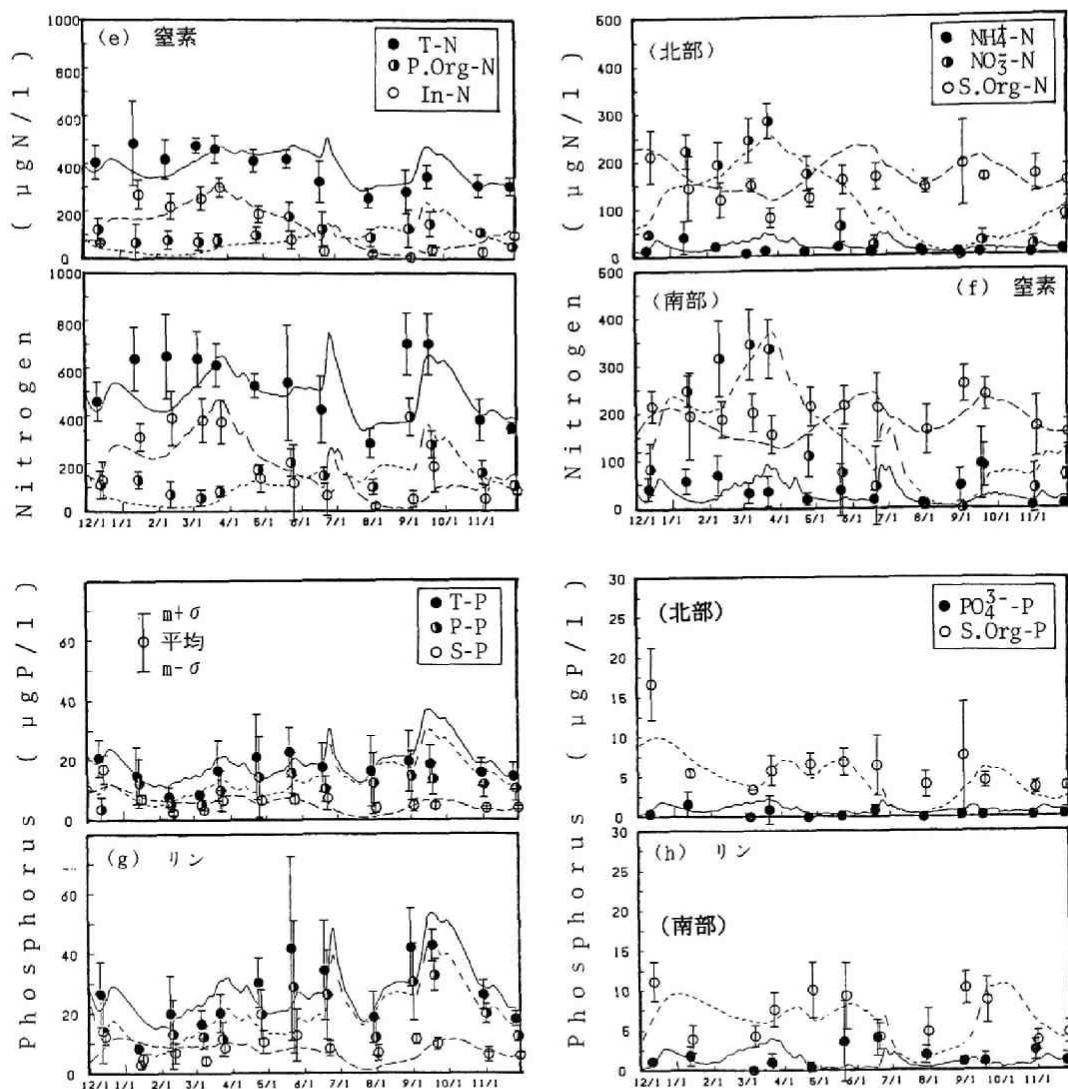


図 5 4 水 質 指 標 の 経 時 変 化 (II)
(曲 線 は シミュレーション 結果)

前採水日に比べ濃度が低下し、水位減少継続時とその後では濃度が上昇する傾向が認められた。したがって、多量の流入水による水の交換がT-N濃度を減少させていると推測される。

無機態窒素(In-N)は季節的に明確な変化を示し、春から秋にかけては $100 \mu\text{g/l}$ 以下と低濃度であるが、冬には $300 \mu\text{g/l}$ 程度と高濃度

となる。春期の減少は藻類増殖によるIn-Nの摂取であり、それが夏から秋にかけて維持され低濃度になるが、冬には無機化により増加する。In-Nの変動の大部分は NO_3^- -Nによるもので、 NO_2^- -Nは年間を通じて $10 \mu\text{g/l}$ 以下と、極めて少量しか存在しない。 NH_4^+ -Nは南湖全体の年平均 $26 \mu\text{g/l}$ と、それほど大きくはな

いが、In-N低濃度時にその割合が大きいこと、底泥からの溶出が NH_4^+-N 態であること、河川流入水の濃度が高いことなどにより重要な項目であると思われる。 NH_4^+-N は1,2月と9,10月に高濃度となっているが、これも前記のT-Nの場合の水位との関連があると考えられる。

溶解性有機態窒素(S.Org-N)は、年間を通じて150~200 $\mu\text{gN/L}$ 前後であり、S-CODと類似の変化をする。全有機態窒素(T.Org-N)はP.Org-Nの変動に支配されている。

(1)リン T-PもT-Nと同じく保存性指標であるが、T-Nとはかなり異なった変動を示し、T-Nが低水位時には高濃度で水位回復にともない減少しているのに対し、T-Pは低水位時には低濃度で、水位回復期に濃度の増加がみられた。5月以降はT-Nと同じような変動である。T-Pは南湖年平均値で23 $\mu\text{gP/L}$ 、年間変動幅で10~40 $\mu\text{gP/L}$ であり、T-CODやChl.aと類似の変化パターンを示した。P-PはT-Pの2/3を占め、T-Pの挙動にかなり寄与している。S-Pは年間変動、地点間変動とも小さく、S-CODと似た変化を示している。 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ は年間を通じて3 $\mu\text{gP/L}$ 以下である。

5.3.2 水質水平分布

図5-5に主要な水質項目の平面分布を示す。なお、本調査では捲き上げ時を含むケースもあり、その影響を排除するため、各地点とも13回の調査の中央値を用いた。通常、平均値より中央値の方が傾向を把握しやすい⁸⁾。

SSに注目すると、北湖(野洲沖)では1.85 mg/L であるが、南湖では流入端の琵琶湖大橋で2.8 mg/L 、流出端の瀬田川で6.67 mg/L と約4倍も増大している。しかも水深の浅い東岸側ではさらに高くなる傾向がある。流下方向(北から南へ)の変化ではその中間点までは徐々に増加し、中間点から流出端まではほぼ6 mg/L 前後の同一レベルに達する傾向がみられる。こ

れは他の指標でも認められ、1979~1983年の南湖の調査結果^{8),9)}と同様の傾向にある。

透明度はこれに対応しており(図略)、北湖では4 mを越えるが、琵琶湖大橋で3 m、その他の湖内では1~2 mであり、場所によっては1 m以下のところもある。Chl.a, S-COD, P-CODも同様に南湖内で増大する傾向があり、北湖から南湖にかけて、それぞれ4 $\mu\text{g/L}$ から5~10 $\mu\text{g/L}$ 、4.0 mg/L から4.5~5.5 mg/L 、0.7 mg/L から1~2.5 mg/L 程度になっている。Chl.aの増大で示されるように浮遊物や有機物の増大は藻類の増殖の直接的あるいは間接的な影響であり、これが湖内水質の悪化の原因となっている。南湖での藻類増殖の原因の一つはその水深が北湖に比べ浅いことがあげられるが、その一方で南湖への栄養塩負荷も影響している。T-N, T-Pの分布をみても北湖ではそれぞれ300 $\mu\text{gN/L}$ 、7.5 $\mu\text{gP/L}$ であるが、南湖では300~500 $\mu\text{gN/L}$ 、10~25 $\mu\text{gP/L}$ と増大している。S-N, S-Pでも同様である。

5.3.3 水質指標の相互関連

つぎに各水質指標の相互関連をその相関分析の結果に基づいて考察する。

(1) 環境因子

表5-2に主要な環境指標間およびそれらとSS・Chl.aとの相関関係を、図5-6に主要な水質項目の相関図を示す。なお表5-2での相関係数等の計算は、特異的に大きいデータ((平均 $\pm 5 \times$ 標準偏差)の範囲外のもの)を排除して行なった。水温に注目すると、pH, DOとの相関係数がそれぞれ0.90, -0.87と関連性がきわめて強い。水温との正の相関が大きいことはそれと同様の季節変化すなわち明確な周年変化を示している。Chl.aとは0.58とこれらに較べるとやや低い相関係数値だが、図5-6(a)のように10℃以下でChl.a濃度が明確に低

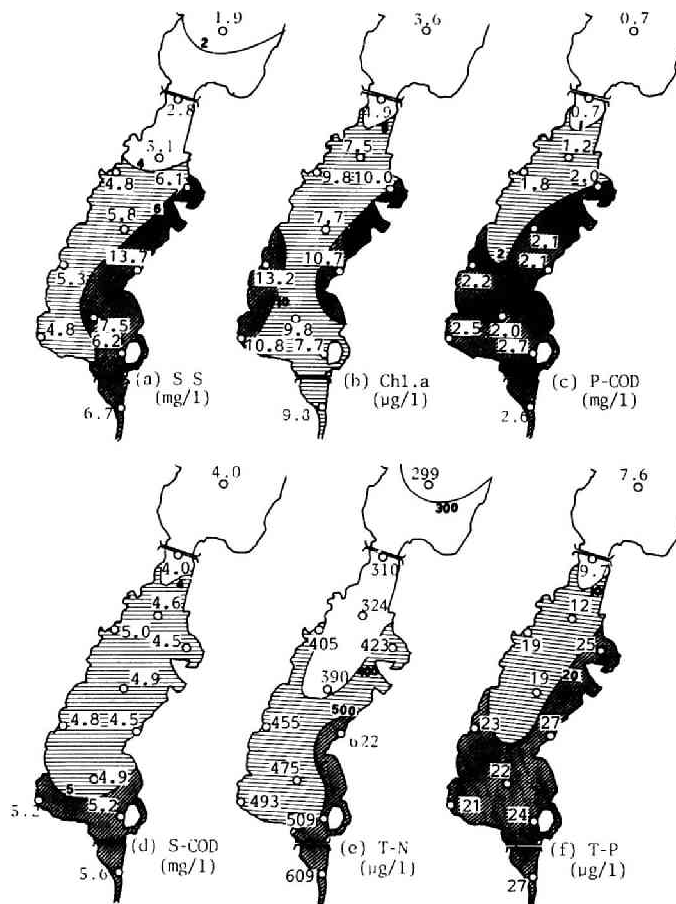


図 5 - 5 主要項目の水質濃度分布（中央値）

く、藻類の増殖開始等に水温が影響していることが認められる。pHの変動は主に藻類増殖に伴う光合成反応の影響（光合成による炭酸ガスの減少）と考えられる。pHがChl.aより水温と高い相関となったのは、pHが藻類活動の積分された結果となるためと考えられる。

一方、DOは水温と強い負の相関をもったが、これはDO飽和値が温度の上昇とともに低下にするため、DO濃度自体は図5-6(b)に示すようにDO飽和値の90～110%の範囲に多くのデータが存在した。そこで、DO飽和率について相関性を検討してみると、DOの場合と逆に水温と

表 5-2 環境因子間の相関

	Chl.a μg/l	SS mg/l	透明度 m	DO飽和 率 %	DO mg/l	pH
水温	0.58	0.23	0.06	0.61	-0.87	0.90
pH	0.49	0.09	0.14	0.77	-0.64	
DO	-0.57	-0.34	0.05	-0.15		
飽和率	0.30	-0.07	0.16			
透明度	-0.50	-0.73				

正の相関を持っていた。これと最も相関性の高かったのはpHで、0.77の正の相関係数が得られた。このことより、DOの変化を決定する大きな要因は水温による飽和値の変化であるが、水温の上昇とともに藻類活動が活発

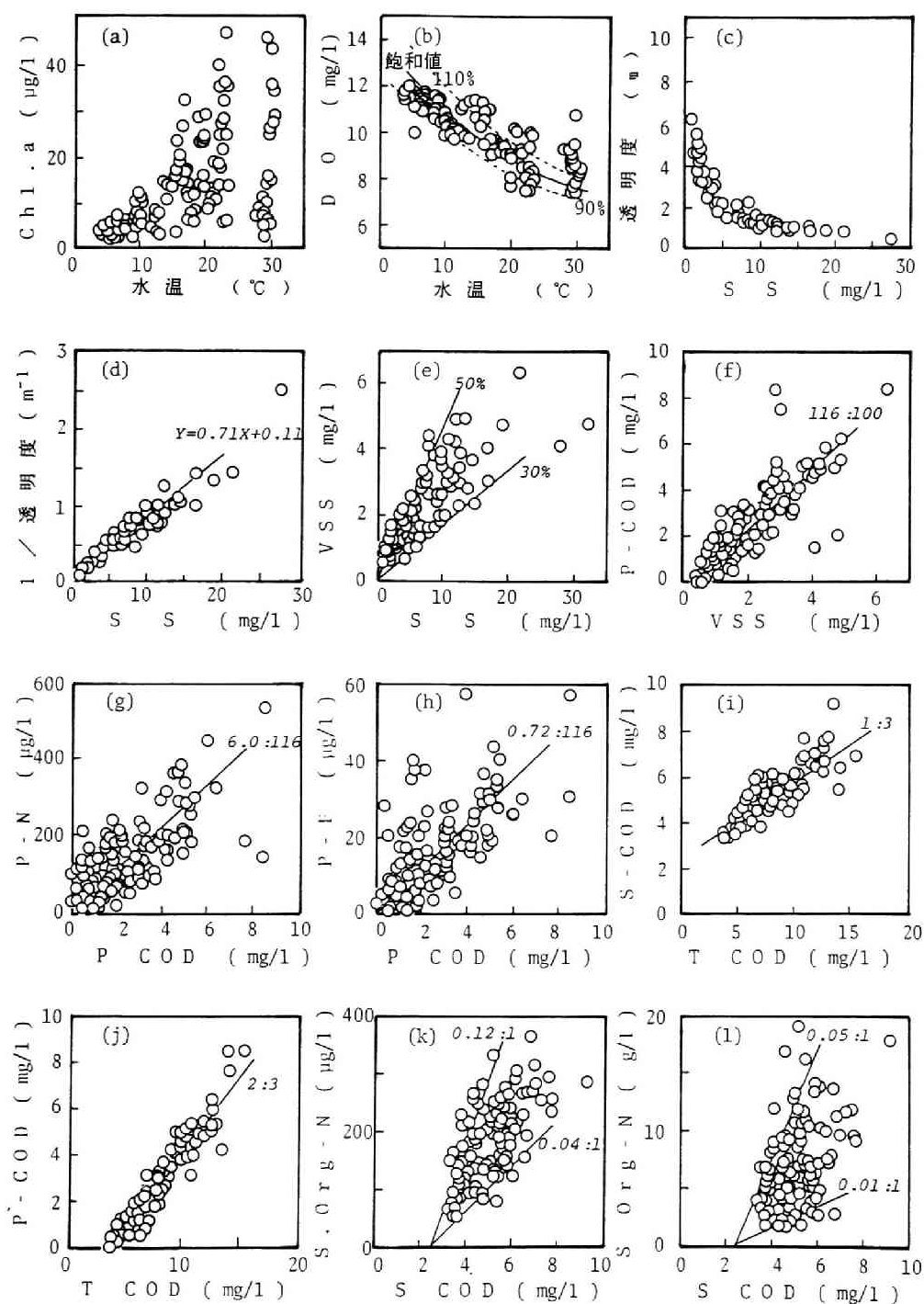


図 5 6 水質指標間の相関図

になるとDO飽和率は増大することがわかる。

透明度は、SSやChl.aと負の相関がある。とくにSSがChl.aより負の相関が強く、南湖では藻類以外の浮遊物も透明度にかなり影響していることが分かる。その関係は図5-6(c)のように透明度とSSとは反比例し、図5-6(d)のように透明度の逆数をほぼSS濃度で比例させて与えることができた。

(2) 浮遊物

富栄養化水域の反応の中心をなすものは藻類などのプランクトンであり、したがって浮遊物組成は湖水水質を考える上で重要である。表5-3に、主な浮遊物指標間の相関および比率をまとめた。各相関係数とも明確な正の相関が認めらる。相関図を見ると、SSとVSSとはVSS/SS比が20～50%の範囲内でバラつく形(図5-6(e))、VSSとP-COD、P-NおよびP-Pとの図では原点を通る同帰直線の回りにバラつく形(図5-6(f)～(h))をしていた。これらのバラツキの原因の一つは、P-COD、P-N、P-Pの濃度レベルが測定限界に近く、分析誤差が大きいためと考えられる。

湖水浮遊物の平均組成を計算すると、SS:VSS:P-COD:P-N:P-P:Chl.a比は、312:100:116:6.6:0.72:0.56となる。表2-3のように藻類の平均組成はN、P、Chl.a含有率がそれぞれ4～10、0.5～2、1～2%程度であるので、ややChl.a含

有率が低い、ほぼ藻類組成と同レベルであることが分かる。ただしSSはVSS 100に対し312とかなり大きく、微砂等の無機物が湖水中にかなり懸濁し、その比率は図5-6(e)のように20-50%の間で変化するものと考えられる。その他ではフェオ色素がVSS等との相関が高く、VSS 100に対して0.12ほど含まれていた。

一方、光合成活性(5000 lux, 20℃)や酸素消費活性(暗条件下; 20℃)はともにChl.aとの相関係数が0.74、0.86と高く、これらの因子に藻類の作用が強く反映していることが示された。ちなみに単位藻類量当りの光合成活性および酸素消費活性は各々3.1および1.1 mgO₂/mgChl.a・hrであった。生菌数は以上の項目すべてと正の相関があつたが、その値は0.24から0.53の比較的小さく、その関連に線形性は認められない。

(3) 溶存物

図5-7にCOD、N、P各々の浮遊性、溶解性および無機態の割合を図示する。図に示されるように、無機態(In-N, PO₄³⁻-P)の全体(T-N, T-P)に対する割合は、それぞれ34、4.5%であり、Nの方がPよりも約8倍も大きい。有機態中の溶存態の割合はCOD、N、Pそれぞれ約69、57、30%となった。ただし、溶解性有機物と浮遊性有機物との間に量的な関連性があり、CODの場合、P-CODとS-CODとの相関係数は0.66であつた。両者とも図5-6(i)、(j)に示されるように、T-COD

表 5-3 浮遊物間の比率

	Chl.a	P-P	P-N	P-COD	VSS
SS	.00188 (0.64)	0.0024 (0.78)	0.022 (0.56)	0.37 (0.68)	0.32 (0.82)
VSS	0.0056 (0.86)	0.0072 (0.83)	0.066 (0.79)	1.16 (0.84)	
P-COD	0.0051 (0.84)	0.0064 (0.68)	0.059 (0.72)		
P-N	0.86 (0.78)	0.11 (0.64)			
P-P	0.80 (0.74)				

上段 比率 (-)
下段 相関係数

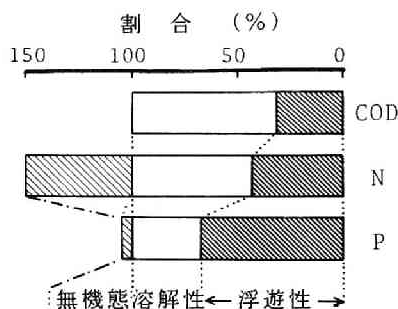


図5-7 COD、窒素、リンの各成分の割合

3に対して、P-CODが2、S-CODが1程度とT-CODに比例して増大していた。有機物濃度が増大する際に、この程度の割合で両者が増加することが示される。ただし冬場などP-CODではほとんど存在しない場合もあるが、S-CODでは最低でも3mg/lあり、S-CODはある程度の濃度で湖水中にベースとして存在することが示されている。

溶解性有機物の組成に注目するため、図5-6(k), (l)にS-CODとS.Org-N, S.Org-P (=S-P)-(PO₄³⁻-P)との関係を示す。ただし、S.Org-P中には一部溶解性ポリリン酸も含むと思われる。溶解性部分でもCODとN, Pとは相関が認められるが、原点を通る直線の回りに存在する浮遊物とは異なり、X軸上のS-COD2.5mg/lを通る直線で囲まれる範囲に分布している傾向が読み取れる。これより、富栄養化した湖沼では、フミン酸のようなNやP含有率の低い有機物がベースとして存在することが推定される。この濃度は図5-6(k), (l)等より、琵琶湖南湖ではCODで2~3mg/l程度であると想像される。一方、藻類の増殖などにより季節的に増加する溶解性の有機物は、これより明らかにN・P濃度が高く、S-COD1mg/lに対して各々0.04~0.12mgN/l、0.01~0.05mgP/l程度の成分であると考えられる。

最後に無機イオン間およびこれらと水温やChl.aとの相関を表5-4に示す。無機イオン間の相関は全体に小さく、窒素の各形態間で0.35~0.48とやや関連がみられる。季節変化や藻類増殖との関係を、水温やChl.aとの相関係数から調べてみたが、硝酸性窒素が水温と-0.73の負の相関がある以外では顕著な関連は認められない。

(4) 水質変化と藻類増殖との関連

湖水水質の変動特性には藻類増殖が大きく影響するので、栄養塩量と藻類組成との関連を検討する。実験室レベルの研究では、藻類は増殖過程でN・Pを各々成分の水中濃度や藻

表 5-4 無機イオン間の相関係数

	水温	Chl.a	PO ₄ ³⁻ -P	NO ₃ ⁻ -N	NO ₂ ⁻ -N
NH ₄ ⁺ -N	-0.11	0.10	0.35	0.35	0.48
NO ₂ ⁻ -N	-0.35	-0.12	0.35	0.45	
NO ₃ ⁻ -N	-0.73	-0.34	-0.00		
PO ₄ ³⁻ -P	0.13	0.35			

類体内の含有率に応じて摂取することが知られている¹⁰⁾。このため、N・Pいずれか一方が不足したとき他方の成分を過剰に摂取し、水中のN/P比に応じて藻類体のN/P比が変化する。このことが実際の湖沼で成立しているかどうかを検討した。

図5-8(a)は全データを用いて、P-N/P-P比とT-N/T-P比との関係を示したものである。図より、P-N/P-P比はT-P/T-N比と0.43と弱いながらも相関があり、浮遊物のN/P比は水中T-N/T-P比に影響されていることがわかる。ただし、この結果では、外部からの栄養塩負荷の主な形態が浮遊性で、そのN/P比が変化するための影響とも考えられ、藻類が内部栄養塩濃度を変化されているかどうか言及できない。そこで、P-N/P-P比とIn-N/In-P比との関連を調べ、片方の栄養塩が不足する際にはそれを補う形で増殖するかどうか調べた。結果が図5-8(b)であるが、この図では両者の関係は明確ではない。これは全データ中には藻類の増殖に温度が強く影響する冬場のデータが含まれることと、NやPが制限的に働く場合にはその濃度が低いため測定誤差が大きく、個々のIn-N/In-P比自体の精度が低いためと考えられる。

そこで、誤差の影響を小さくしかつ温度律速となる季節の影響を除くため、各地点ごと(13地点)にN, Pの平均値を求め、その値で同様の図を描いてみた(図5-8(c), (d))。図よりP-N/P-PとT-P/T-N、P-N/P-PとIn-P/In-Nとも正の相関が0.88, 0.70と高く、水中のN/P比が浮遊物中のN/P比に影響していることが分かる。年間平均のN/P比は琵琶湖南湖では、全体で(T-N/T-P)15~40、無機態(In-N/In-P)で70~

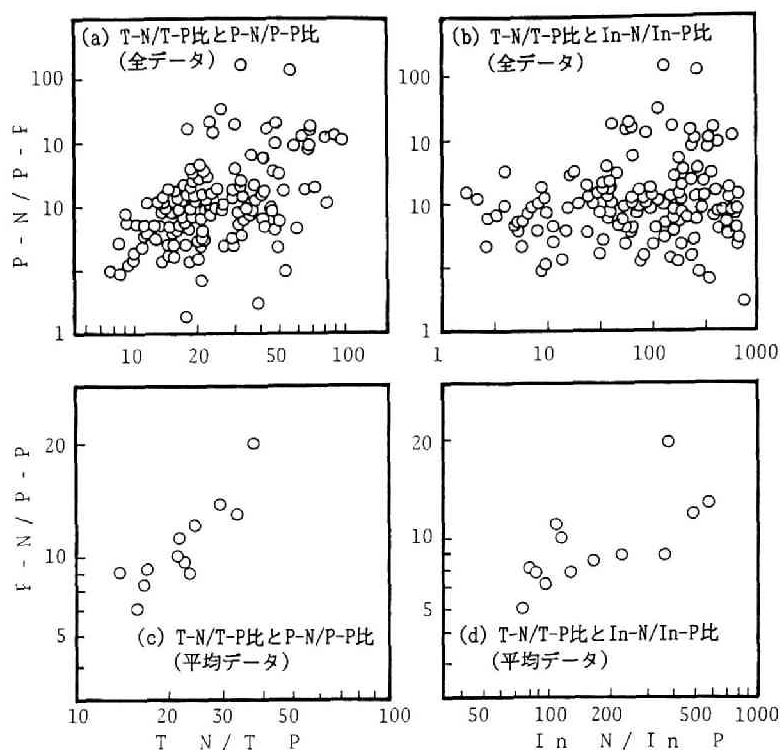


図 5 8 浮 遊 物 お よ び 水 の N/P 比

500程度であり、その影響で浮遊物($P-N/P-P$)では6~20になるものと考えられる。

つぎに、南湖水でのChl.aの増大とCODの増大との関係を調べてみる。図5-9は調査した13地点各々でChl.aが最小となる採水日を基準とし、その時のChl.aおよびCOD各々で、他の採水日のChl.aとCODを引いて得た数値をプロットした図である。もし、湖に存在するCOD成分の由来が外部負荷と内部生産によるもので、外部負荷量によるものが季節によって変化しないならば、図の縦軸は内部生産によるCOD増分と考えることができる。図を見ると、COD各成分ともChl.aの増分に比例しており、この方法で内部生成COD量がChl.aより算定できることが分かる。図の傾きより、Chl.a $1\mu g/l$ の増大で、T-COD, P-COD, S-CODそれぞれ、0.22, 0.14, 0.08 mg/l 増大することが示された。こ

の比は湖によって変化するものと考えられるが、本方法により、夏期のChl.a濃度が把握できる場合（例えばリン負荷量とChl.aとの関係より）には、COD濃度を簡便に予測できることとなる。なお図5-9(d)の結果より、藻類の増大は単にP-CODだけではなく、S-CODの増大を促すことが示された。

5.3.4 まとめ

以上、本節では琵琶湖南湖の調査をもとに、南湖水質の特性と水質項目間の関連を検討した。以下、主要な成果を列記する。

① 1985年の琵琶湖南湖では、Chl.aは春に10~20 $\mu g/l$ 、秋に20~30 $\mu g/l$ の2つのピークを有し、春から秋にかけて高くなっていた。P-

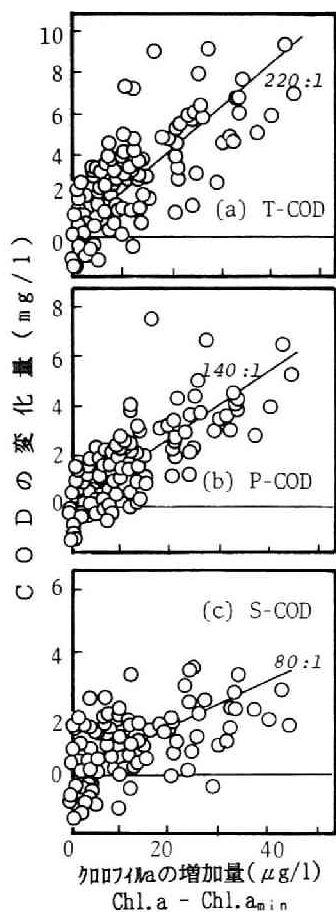


図 5 - 9 クロロフィル a の増分と COD との関係

CODやVSSはChl. aの挙動に大きく影響され、類似のパターンとなった。T-N, T-Pの南湖年平均

はそれぞれ470 $\mu\text{gN/l}$ 、23 $\mu\text{gP/l}$ である。T-Nが低水位時には高濃度で水位回復にともない減少したが、T-Pは低水位時には低濃度で、水位回復期に濃度の増加がみられた。

② 主な水質指標は南湖内で、北から南へ流下方向にかけて中間点までは徐々に増加し、中間点から流出端まではほぼ同一レベルとなる分布パターンを示した。

③ 水温は藻類の光合成反応に大きく影響しており、その結果、pH・DO飽和率と相関が高く、相関係数はそれぞれ0.90、0.61であった。Chl. aに対しては、10℃以下でその濃度を明確に低くするなど、藻類の増殖開始に大きく関与している。

④ 浮遊物は藻類組成を反映しており、その組成は南湖平均ではSS:VSS:P-COD:P-N:P-P:Chl. aは312:100:116:6.6:0.72:0.52であった。一方、藻類の増殖に伴い、溶解性の有機物も増大し、その割合は浮遊性有機物2に対し溶解性有機物1であり、その組成はS-COD:S.Org-N:S.Org-P比で100:4-12:1-5である。ただしN, P含有率のかなり小さい溶解性有機物が、CODで2 mg/l 程度湖水中にベースとして常に存在する。

⑤ 湖水浮遊物中のN, P含有率は、平均的には負荷N/P比に応じて変化し、そのP.Org-N/P比は年平均で6~20(mgN/mgP)の範囲にある。藻類増殖に伴うCODの増大量はChl. aの増分で推定でき、南湖ではChl. a 1 $\mu\text{g/l}$ の増大でP-COD, S-CODそれぞれ0.14, 0.08 mg/l の増加である。

第 4 節 生態モデルによるシミュレーションと自浄能の評価

本節では3章で開発した生態モデルを琵琶湖南湖に適用し、その有用性を検証するとと

もにそのモデル計算から琵琶湖南湖の収支を求め、その自浄能を明らかにする。

5.4.1 モデルの設定

(1) モデルの基本構造

自然水域の水質予測では、基礎となる生態モデルに加えて図5-10に示す流動等各種のサブモデルが必要である。琵琶湖南湖においては、奥川ら¹⁰⁾がすでに富栄養化シミュレーション解析を行なっているため、サブモデル群や係数値はそれを参考に、利用あるいは改良して用いる。

一方、予測対象項目はC, N, Pに0を加え、浄化に関連する主要元素すべてを含むものとし、それらの各形態とともにバクテリア、植物プランクトン、動物プランクトンを変数として与えた。このうち、有機態のN, P濃度は各コンパートメントごとに含有率が一定としてTOCで代表させて計算し、変数の減少を図るとともに、C, N, P間の反応の整合性を高め、使用パラメータ数を減少させた。さらに酸素の反応量は各有機物の反応より化学量論的に計算し与えた。

この結果、独立変数は①バクテリア、②植物プランクトン、③動物プランクトン、④浮遊性基質(デトリタス)、⑤溶解性有機物(DOC)、⑥溶存酸素、⑦ NH_4^+-N 、⑧ NO_2^--N 、⑨ NO_3^--N 、⑩ $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ の10種からなる。

(2) 流動モデル

琵琶湖南湖内の流動では、水質の湖内分布

とモデル上の簡便性を考慮して、南北の2つのボックスの完全混合槽列で与えた。藤井ら⁹⁾は、琵琶湖南湖が水質分布特性によって北部・東部・南部の3カ所に大別されることを示した。このうち東部は面積容積とも南部や北部と比べ小さいので、本モデルでは2槽とした。その分割境界は、藤井ら⁹⁾の地域分割結果と今回の採水地点さらに南部・北部の大きさ等を考慮して、図5-1のように定めた。なお底泥組成¹⁴⁾でも南部と北部と大きく異なっている。表5-5に南部、北部の主要な物理諸元を示す。

一方、その出入では、北湖からの流入と瀬田川、琵琶湖疏水からの流出さらに降雨・河川・地下水・蒸発を考え、図5-11のように流量収支モデルを設定した。このうち、流出量と降

表 5 5 琵琶湖の諸元

*基準水位時

諸 元	ボックス1 北 部	ボックス2 南 部	全 体
平均水深* (m)	3.77	3.80	3.78
容積* (10^6 m^3)	98.7	94.1	192.8
湖表面積 (km^2)	26.2	24.8	51.0
集水域面積 (km^2)	74.3	126.4	200.7

注) 国土地理院湖沼図より読み取り

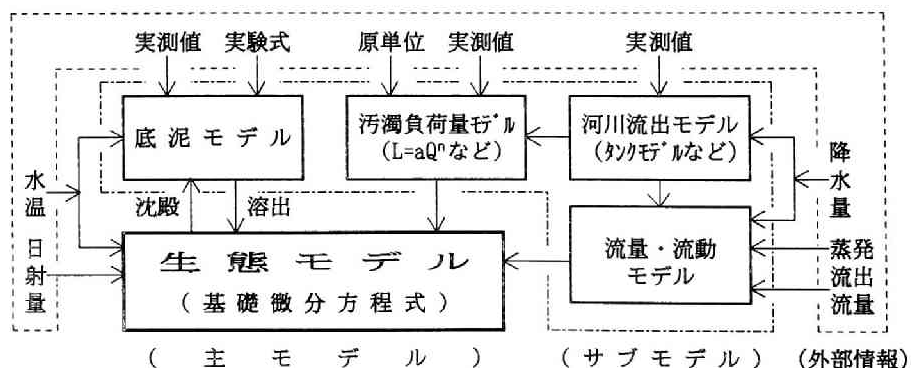


図 5 10 生態モデルとサブモデル

水量は実測の報告値^{5, 8)}を利用し、蒸発量は彦根気象台の資料から1~6 mm/day(月ごとの値)¹³⁾で与えた。河川および地下水量は、タンクモデルを用いて降水量データから推定した。さらに水位データが得られているので、これらの数値を式(5-1)に適用し、湖内への流入水量(Q_2, Q_3)を計算・推定した。

河川流量および地下水流入量推定に用いたモデルは、図5-12のように2段のタンクからなり、その孔のうち、 ϕ_1, ϕ_2 を河川流出、 ϕ_3 を地下水と考え、流出量を計算するものである。本モデルでは、降雨は上段のタンクに降り、同時にそのタンク水位が0でない間は、蒸発が湖水面と同じ速度で生じるとした。各流域での孔の大きさ等は奥川ら¹³⁾と同じ値を用い、1日刻みで計算した。図5-13(a)に本モデルでの計算河川水量および地下水量の経時変化を示す。

各変数の物質収支は、これらの流量と、各サブモデルで算出される濃度あるいはフラックスをもとに式(5-2)で計算される。

(3) 負荷量モデル

南湖への負荷源としては、北湖からの流入、河川、地下水、降雨および大気ある。北湖からの流入負荷は、前記流動モデルで推定される流入流量に、採水地点12番の実測データを与えて計算した。採水日間はその水質が直線的に変化すると仮定して求めた。なお、南湖から北湖への逆流・混合はないものとした。ここで、N, Pの有機態中、浮遊性部分は、生物およびデトリタス各コンパートメントの含有率から計算したが、溶解性部分では実際の溶解性有機物中のN, P含有率が季節によって大きく変化するため、実測のS.0rg-N, S.0rg-P濃度を与えた。

河川から負荷量は負荷量経験式 $L=kQ^n$ を用いて、河川流量より推定した。その係数値は、奥川ら¹³⁾が実測のデータから算出したk, nを参考に、流域を図5-1のように統合し、nについては奥川らの値を平均化し、濃度係数kについては年間総負荷量がかねらのモデルで算出した場合と同レベルとなるように、その値の

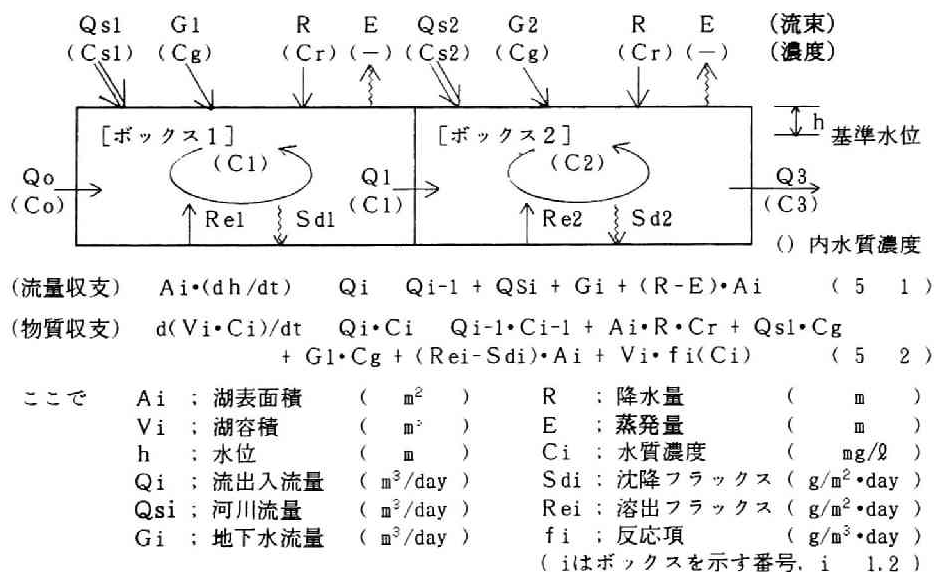


図 5 - 11 琵琶湖南湖の水量および物質収支

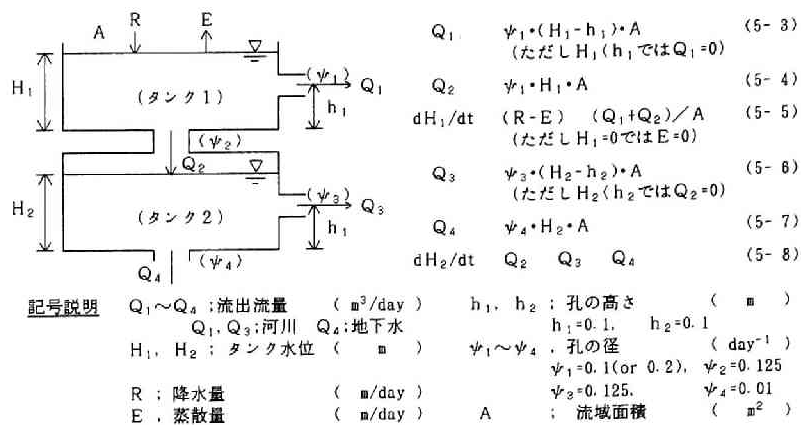


図 5 - 12 タンクモデルの構造と流出基礎式

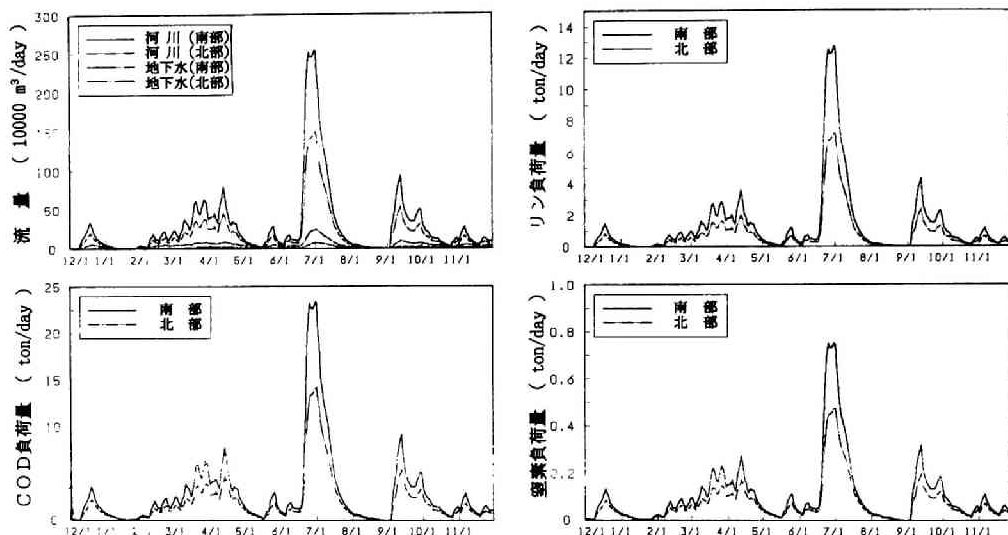


図 5 13 琵琶湖南湖への水量および炭素、窒素、リン負荷量

変動範囲内で選定した。表5-6にその値を示す。この流域の統合と係数値の統一はモデルの簡略化とともに解の安定性の向上を計るための処理で、実際、奥川らの方法で各流域(32河川)毎の回帰式で負荷量を与え計算すると、1985年のように降雨が特定期間に集中する場合には負荷量も短期間に集中し、予測精度は低下した。図5-13はこの負荷量モデルで計算される負荷量を示す。

この負荷量モデルはT-COD, T-N, T-Pについてのみ与えられているので、TOC各成分はCOD値から換算し³⁾、さらに南湖流入河川である相模川(海老瀬ら¹⁵⁾)や大宮川(平野¹⁶⁾)での調査結果を参考に、浮遊性、溶解性とも50%として与えた。なお、バクテリア、植物プランクトン、動物プランクトンは含まないとした。T-N, T-Pの有機態流入負荷はそのC/N比, C/P比が一定と考え、Cより計算して、残りがそれぞれ

表5-6 負荷量モデルにおける係数値

$$L=k \cdot Q \cdot (Q/Q_0)^{n-1}, ()内: 奥川らの値$$

	k (mg/ℓ)	n (—)
COD	10.0 (4.59~11.5)	0.94(0.66~1.32)
T-N	3.5 (1.08~3.55)	1.08(0.78~1.44)
T-P	0.55(0.183~0.555)	0.84(0.59~1.39)

L: 万m³/day Q: 万m³/day(Q₀=10000 m³/day)
注) kの値は平均的流量10000 m³/day時の濃度。

表5-7 降水および地下水の水質濃度

	DOC mgC/ℓ	DO mg/ℓ	NH ₄ ⁺ -N mgN/ℓ	NO ₂ ⁻ -N mgN/ℓ	NO ₃ ⁻ -N mgN/ℓ	PO ₄ ³⁻ -P mgP/ℓ
降水	1.0	飽和値	0.34	0.0	0.27	0.2
地下水	1.0	2.0	0.0	0.0	5.0	0.3

その他の項目(生物およびデトリタス)の濃度は0とする。

NH₄⁺-N, PO₄³⁻-Pであるとした。さらにDOは飽和濃度で流入するとした。

一方、地下水と降水の負荷は濃度一定で与えた。降水の濃度は表4-15を参考に、TOCについては霞ヶ浦周辺¹⁷⁾、三河湾・伊勢湾周辺¹⁸⁾でのCOD測定値(ともにCOD_{Mn})の1.43(重み平均)、0.5-1.6 mg/ℓを参考に、1.5 mg/ℓとした。またDO濃度は飽和値とした。一方、地下水は奥川ら¹⁸⁾の値と降水の濃度を参考に与えた。モデル中で設定した濃度を表5-7に示す。

さらに酸素では大気とのガス交換を考え、過飽和時の酸素放出量は過飽和分と体積とに比例するとし、未飽和時の酸素吸収量は未飽和分と表面積とに比例するとした。過飽和時の脱気速度は宗宮ら¹⁹⁾の値および酸化池実験の値を、一方酸素の吸収速度は釜房湖や湯の湖での再曝気定数値²⁰⁾0.05-0.07 m/hrを参考に、シミュレーションでの適合性で定めた。

(4) 底泥モデル

底泥との物質交換では湖水中の浮遊物の沈

表5-8 生態モデル中の沈降速度²¹⁻²⁵⁾

湖 沼	指 標 項 目	沈降速度 (m/day)	参考 文献
諏訪湖	植物プランクトン	0.2	21)
Lungby湖	デトリタス	0.0019~	22)
Glumso湖		0.002	
デンマークの 12の湖沼	デトリタス懸濁素	0.01~0.6	23)
	デトリタス懸リン	0.01~0.3	
Washington湖	植物プランクトン	0.0~0.5	24)
	デトリタス	0.2	
Washington湖	大型藻類	0.2	25)
	小型藻類	0.05	
採 用 値	バクテリア	0.20	
	植物プランクトン	0.20	
	デトリタス	0.25	
	無機態リン	0.25	

降と底泥からの溶出を考えた。

ここで沈降速度は各コンパートメントごとに一定とし、それとそのときの平均水深より沈降率を求め、計算した。ただし、動物プランクトンは遊泳力があるので沈降速度は0とした。さらにPO₄³⁻-Pでは金属塩と化学凝集し、沈殿するものがあるので、その一部が一定の割合で浮遊性となり、それが沈殿するとした。このPO₄³⁻-Pの懸濁化と沈殿の項を考慮しないと、冬季のPO₄³⁻-P濃度が20~40 μg/ℓときわめて高くなり、数μg/ℓ以下の実測結果と大きく異なる。なおφの値はシミュレーションによる適合性で検証した。

表5-8に主な研究者のモデルの中での採用沈降速度²¹⁻²⁵⁾を示す。この他実際に海産藻類を用いた実験結果²⁶⁾として30~50 cm/day、霞ヶ浦の現地実測値²⁷⁾として0.1~1 m/dayが報告されている。表に示すように本モデルでは植物プランクトンとバクテリアは20 cm/day、デトリタスと無機リンは25 cm/dayとした。

一方、溶出過程は、複雑な種々の反応が影響している。表5-9に主な溶出実験の報告値

²⁸⁻³⁵⁾を示す。窒素では、主要溶出形態は好気・嫌気とも $\text{NH}_4^+\text{-N}$ で、その他に Org-N が30%を占める報告³³⁾がある。好気状態化では $\text{NO}_2^-\text{-N}$ と $\text{NO}_3^-\text{-N}$ の生成が確認されるケース^{29, 32, 34)}があるが、これは溶出した $\text{NH}_4^+\text{-N}$ の $\text{NO}_2^-\text{-N}$ と $\text{NO}_3^-\text{-N}$ への硝化反応による。概略的溶出量はT-Nで数十～数百 $\text{mgN/m}^2\cdot\text{day}$ のレベルである。DOの影響については無関係^{28, 32)}、好気の方が大きい^{30, 37)}あるいは嫌気の方が大きい^{31, 34)}など議論が分かれるが、これは底泥での分解と溶出の両者の影響の違いによる。なお、静止した底泥からのT-N溶出量は、短期的にはDOレベルに無関係で、間隙水中の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ の拡散速度に律速される。

リンでは溶出形態はほとんどが $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ である^{31, 33, 35, 38)}。好気状態より、嫌気状態下で溶出しやすく^{28-32, 35, 37, 39)}、その速度で1オーダー程度の差異がある。嫌気状態下での溶出速度(底泥静止条件)の平均的な値^{28-30, 34)}は数十 $\text{mgP/m}^2\cdot\text{day}$ のレベルである。この溶出の過程では有機物も溶出し、その値は COD_{Cr}

で好気時に200-700 $\text{mgO}_2/\text{m}^2\cdot\text{day}$ 、嫌気時に300-600 $\text{mgO}_2/\text{m}^2\cdot\text{day}$ の値が報告²⁹⁾されている。

さらに、底泥は還元的な状態で存在するため、高い酸素消費能を持つ。底泥が酸素を消費する過程は、浮泥の掻き上がりや沈降する間の酸素消費と水中の酸素の移流・拡散による底泥への供給とに分類される。後者のケースでかつ水の交換が容易な場合の値³⁹⁾は数 $\text{gO}_2/\text{m}^2\cdot\text{day}$ 程度である。ただし実際の湖沼では酸素分子の拡散速度に支配されるケースが多いので、その値はもっと小さい。酸素消費速度は温度が高いほど大きく、その影響は恒永ら⁴¹⁾がまとめたものによると、温度係数 θ ($k = k_{20} \cdot \theta^{(t-20)}$)で1.055~1.087(Fairら), 1.047(Baity), 1.07~1.08(MacDonnellら), 1.07(Edwards)である。

これらの研究成果を参考に、さらにモデル全体のバランスを考えて、底泥からの溶出速度は、温度の指数型で与え、他の因子は考慮しなかった。溶出成分としては、溶解性有機

表 5 - 9 窒 素 ・ リ ン の 溶 出 実 験 結 果²⁸⁻²⁵⁾

研究者	試料	方式	水温	DO	窒素溶出量	リン溶出量
Fillos ²⁸⁾ (1975)	Muddy川 Warner湖	連続	24℃ 30℃ 20℃	好→ 嫌→ 好	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ の溶出はDO濃度の影響を受けず、Warner湖、Muddy川各々で5, 15 $\text{mgN/m}^2\cdot\text{day}$	$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ は嫌気時初期に24, 30℃で各々3, 3, 4.5 $\text{mgP/m}^2\cdot\text{day}$ 、好気では各0.3, 0.6 $\text{mgP/m}^2\cdot\text{day}$ 。
田中 ²⁹⁾ (1975)	琵琶湖	連続	20℃	好 嫌	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 2-4(好) 45-65(嫌) $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 2-15 15-45 カルタール 40-70 106-145 (単位 $\text{mgN/m}^2\cdot\text{day}$)	好気 嫌気 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 0.4-1.4 10-25 T-P 1.4-3.7 16-41 (単位 $\text{mgP/m}^2\cdot\text{day}$)
Fillos ³⁰⁾ (1976)	Mohegam湖	連続	20℃	好嫌		好気では0-25 $\text{mgP/m}^2\cdot\text{day}$ で吸着嫌気では2-3 $\text{mgP/m}^2\cdot\text{day}$ で溶出
瓜生 ³¹⁾ (1976)	琵琶湖	連続	20℃	好→ 嫌		溶出T-Pの61.2-74.7%は $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$
細見ら ³²⁾ (1981)	湯の湖 霞ヶ浦	セミ バッチ	10℃ 20℃	好気	湯の湖27-37 $\text{mgNH}_4^+\text{-N/m}^2\cdot\text{day}$ 霞ヶ浦 10 $\text{mgNH}_4^+\text{-N/m}^2\cdot\text{day}$ -20 $\text{mgNO}_3^-\text{-N/m}^2\cdot\text{day}$ (脱窒)	DO飽和値付近ではほとんど溶出せず。2-3 mg/l 以下では低いほど溶出。
鈴木ら ³³⁾ (1981)	茨戸湖	バッチ	25℃	嫌気	溶出するNの70%は $\text{NH}_4^+\text{-N}$ で他は Org-N 。	溶出するPのほとんどは $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 。P溶出量とFe溶出量とは相関大。
Freedman (1979) ³⁴⁾	White湖	バッチ	湖水 水温	嫌気	29.3 $\text{mgNH}_4^+\text{-N/m}^2\cdot\text{day}$	27.2 $\text{mgPO}_4^{3-}\text{-P/m}^2\cdot\text{day}$ 34.3 $\text{mgS-P/m}^2\cdot\text{day}$
村上ら ³⁵⁾ (1974)	—	—	20℃	好気 嫌気	好気時 60 $\text{mgNH}_4^+\text{-N/m}^2\cdot\text{day}$ 嫌気時 90 $\text{mgNH}_4^+\text{-N/m}^2\cdot\text{day}$	溶出T-Pの主成分は $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 。好気時には溶出せず。

物, NH_4^+-N , $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ とし、溶解性有機物の成分含有率で S.Org-N , S.Org-P が溶出するとした。一方、底泥による酸素消費はマイナスの溶出量として与えることで、考慮した。

(5) 生態モデル

琵琶湖南湖の生態モデルは、3章で開発したモデルをベースに、溶存酸素, In-P , In-N の各形態の挙動も把握できるように、若干コンパートメントを加えたものであり、10種の変数よりなる。ただし簡略化のため、非生物性有機物中の難分解性と易分解性とを、そして植物プランクトンでの相1と相2とを統合した。また3章同様、各コンパートメント中のN, P含有率が一定としてN, P各形態濃度を計算した。

これらに関連する基本的反応は、前記モデルのバクテリア、植物プランクトン、動物プランクトンの自己分解、バクテリアの基質摂取、動物プランクトンの捕食に加え、光合成、亜硝酸化、硝酸化を考慮した。図5-14にその基本概念図を、表5-10にその基礎式を示す。なお、パラメータ等の意味説明は表5-11に示した。

光合成は、温度、日射量, In-P ($\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$)濃度, In-N 濃度に影響され、温度は指数型で、他は

モノー型で与えた。ただし、藻類は増殖時、 NH_4^+-N の方が NO_2^--N や NO_3^--N より摂取しやすいことが知られているので、その分を NO_2^--N と NO_3^--N に対する重み α_P (<1.0)で与えた。また水深方向の照度減少に伴う光合成への影響は、日射量に対する半飽和定数を一般の報告値より高めることで考慮した。

一方、亜硝酸化、硝酸化反応では温度の効果のみ考え、それぞれ NH_4^+-N , NO_2^--N に対する一次反応とした。DOについては、各生物の自己分解、細菌の基質摂取、動物プランクトンの捕食、亜硝酸化、硝酸化それぞれの反応で消費され、光合成によって生じるとした。その量は、無機化に関するもの(自己分解、分解、捕食)は、平均的C/COD_C比=3.0から、1gの炭素の無機化(窒素は NH_4^+-N になる)で3gの酸素が消費されたとした。亜硝酸化、硝酸化の際の必要量は、その化学量論より算出した。さらに光合成では NH_4^+-N の摂取分については1gの炭素の固定化で3gの酸素の生成があるとし、 NO_2^--N および NO_3^--N 利用分については、 NH_4^+-N からの硝化による必要分だけ加算されて酸素が生じるとした。

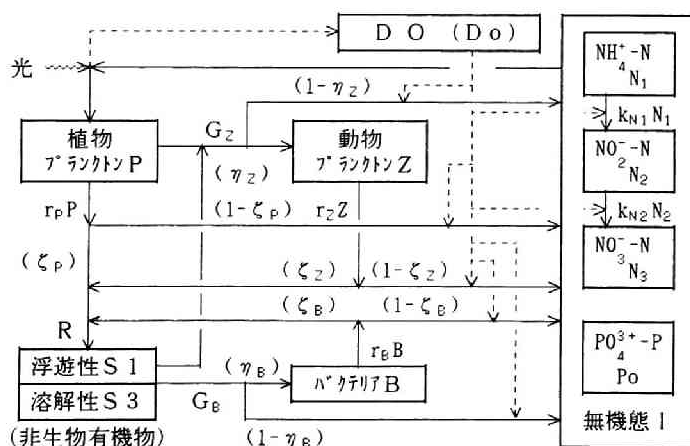


図 5 1 4 モデルの基本構造

表 5 1 0 モ デ ル の 基 礎 式

dB/dt	$\eta_B G_B - r_B B$	(5-9)
dP/dt	$G_P - r_P P_1 - (P/P_T)G_Z$	(5-10)
dZ/dt	$\eta_Z G_Z - r_Z Z$	(5-11)
dS_1/dt	$\xi_1 R - (S_1/S_T)G_B - (\alpha_Z S_1/P_T)G_Z$	(5-12)
dS_3/dt	$\xi_3 R - (S_3/S_T)G_B$	(5-13)
dN_1/dt	$-d(\lambda_B B + \lambda_P P + \lambda_Z Z + \lambda_1 S_1 + \lambda_3 S_3 + N_2 + N_3)/dt$	(5-14)
dN_2/dt	$k_{N1} N_1 - k_{N2} N_2 - \lambda_P (\alpha_N N_2/N_T)G_P$	(5-15)
dN_3/dt	$k_{N2} N_2 - \lambda_P (\alpha_N N_3/N_T)G_P$	(5-16)
dPo/dt	$-d(\pi_B B + \pi_P P + \pi_Z Z + \pi_1 S_1 + \pi_3 S_3)/dt$	(5-17)
dDo/dt	$-\delta_{N1} k_{N1} N_1 - \delta_{N2} k_{N2} N_2 + \{\delta_o + \lambda_P (N_2 \delta_{N1} + N_3 [\delta_{N1} + \delta_{N2}]) \cdot (\lambda_P \alpha_N / N_T)\} G_P - \{(1 - \eta_B) G_B + (1 - \eta_Z) G_Z + R\} \delta_o - k_{La} (Do - Ds)$	(5-18)
ただし G_B (基質除去)	$(\mu_B / \eta_B) \cdot (S_T / (K_B + \omega B + S_T)) \cdot B$	(5-19)
G_P (光合成)	$\mu_P \cdot (N_T / (K_{PN} + N_T)) \cdot (Po / (K_{PP} + Po)) \cdot (L / (K_{PL} + L)) \cdot P$	(5-20)
G_Z (捕食)	$(\mu_Z / \eta_Z) \cdot (P_T / (K_Z + P_T)) \cdot Z$	(5-21)
R (総呼吸量)	$\zeta_B r_B B + \zeta_P r_P P + \zeta_Z r_Z Z$	(5-22)
S_T (総基質量)	$S_1 + S_3$	(5-23)
N_T (総窒素量)	$N_1 + \alpha_N \cdot (N_2 + N_3)$	(5-24)
P_T (総餌量)	$P + \alpha_Z S_1$	(5-25)
変数	P : 植物プランクトン	Do ; DO (Ds ; 飽和濃度)
	Z : 動物プランクトン	Po ; $PO_4^{3-}-P$
	B : バクテリア	N_1 ; NH_4^+-N
	S_1 : 浮遊性易分解有機物	N_2 ; NO_2^--N
	S_3 : 溶解性易分解有機物	N_3 ; NO_3^--N

各速度定数は温度の効果を ($k_X = k_{X20} \cdot \theta_X^{T-20}$ T ; 温度($^{\circ}C$), k_{X20} ; $20^{\circ}C$ での速度定数, θ_X ; 温度係数)で与えた。

5.4.2 モデルの検証

(1) 係数値および初期値の設定 本モデルによる計算は、1985年12月1日から1986年11月30日の間を対象期間として、表5-10の反応項を式(5-2)に代入して得た微分方程式群を基礎式とし、それをRKG法で数値解析した。計算の刻み幅は0.05日であり、外部因子の日射量、外部負荷量は計算結果の安定性を得るため、5日間の移動平均値で与えた。

モデルでは汎用性を保持させるため、生物反応に関わる係数は3章の分解実験と、また外部負荷に関わる係数では従来の研究¹³⁾と極力同じ値となるように努め、その採用値は文献等の範囲内で推定値と実測値とが適合するように試行錯誤で定めた。動物プランクトン

は実測データがないので、酸化池実験の結果を参考に、浮遊物中の割合が数%となるように関連係数を選定した(北湖流入濃度はそのPOC濃度の2%とした)。表5-11に、反応に関わる諸係数の採用値とその参考とした文献等を、また表5-12に各コンパートメントのC,Pの含有率を示す。

(2) モデル計算値の適合性の検討

本モデルによる推定結果は、すでに示した経時変化グラフ上で、シュミレーションによる推定値(図5-3,4)として示した。なお、本モデルでP~ S_3 の生物および有機物は炭素で、その他のDo, Po, $N_1 \sim N_2$ 項目はそれぞれO, P, Nで計算しているので、実測値との比較の際には表5-11,12の換算係数で変換して考察した。これ

表 5 - 1 1 係 数 値 の 一 覧 表

(速度定数の採用値はすべて20℃での値; e底)

記 号	名 称	参 考 値 お よ び 備 考	採 用 値		
			単位	(3章)	本 章
反 応 速 度 定 数	<u>最大比増殖速度定数</u>				
	μ_B B; \bar{N} ケリヲ	実験値, 文献 ^(42, 43) 0.4, 0.1-2.5 hr ⁻¹		10	10
	μ_P P; 植物プランクトン	実験値, 文献 ⁽⁴⁴⁾ 0.7-2.5 day ⁻¹		—	0.80
	μ_Z Z; 動物プランクトン	0.55-0.59 (<i>D. pulex</i>) ⁽⁷⁾ , 0.15 ⁽⁴⁵⁾ d ⁻¹		0.125	0.68
	<u>自己分解速度定数</u>				
	Γ_B B; \bar{N} ケリヲ	文献 ⁽⁴⁶⁾ 0.004-0.024 hr ⁻¹ と実験結果		0.25	0.4
	Γ_P P; 植物プランクトン	表3-1および実験結果		0.007-0.07	0.01
	Γ_Z Z; 動物プランクトン	呼吸速度 ^(48, 47) 0.003, 0.005-0.007 hr ⁻¹ と死滅速度 ⁽⁴⁸⁾ 0.0006, 0.0013 hr ⁻¹ および実験結果より	day ⁻¹	0.15	0.15
	k_{N1} 亜硝酸化速度定数	シミュレーションでの適合性		—	0.5
	k_{N2} 硝酸化速度定数	シミュレーションでの適合性		—	4.0
半 飽 和 定 数	k_{La} 総括酸素移動容量係数 過飽和時(体積比例) 不飽和時(面積比例)	0.045-0.345 ⁽⁴⁹⁾ day ⁻¹ と実験結果 釜房湖・湯の湖 ⁽²⁰⁾ 0.05-0.07 m/hr		— —	1.0 0.5(m/day)
	K_B B; \bar{N} ケリヲ(基質に対し) P; 植物プランクトン	文献41.9 mg/Q (\bar{N} プトン) ⁽⁴²⁾ 奥川ら ⁽¹⁸⁾ の採用値		0.5-5.0	5.0
	K_{PL} PL; 日射量 に対し	$K_{PL} = 86*$ (*単位 cal/cm ² ·day)	mg/Q	—	210*
	K_{PN} PN; 無機態窒素	$K_{PN} = 0.025$ (In-N に対し)		—	0.007
	K_{PP} PP; 無機態リン	$K_{PP} = 0.002$		—	0.002
	K_Z Z; 動物プランクトン(基質)	60 μ g Chl. a/Q ⁽¹¹⁾ とシミュレーションの適合		10	0.5
そ の 他 反 応 係 数 値	ω \bar{N} ケリヲの密度効果 選択定数	実験での \bar{N} ケリヲの最大計測値より		10-200	600
	α_N N; 植物プランクトン(窒素)	—		0.1	0.1
	α_Z Z; 動物プランクトン(基質)	—		0.1	0.1
	η_B 収率 B; \bar{N} ケリヲ	実験結果より		0.5	0.5
	η_Z Z; 動物プランクトン	0.2~0.7 ⁽⁴⁷⁾		0.5	0.5
	分解時の排泄死骸割合		—		
	ζ_B B; \bar{N} ケリヲ	各々の呼吸速度と死滅速度との割合		0.6	0.6
	ζ_P P; 植物プランクトン	およびシミュレーションでの適合性より		0.5	0.5
	ζ_Z Z; 動物プランクトン			0.7	0.7
	排泄物死骸中の割合				
換 算 値	ξ_1 1; 浮遊性成分	ネットサンプリングの凍結隔解処理後の各成分		0.14+0.56	0.70
	ξ_3 3; 溶解性成分	の割合とシミュレーションの適合性より		0.21+0.09	0.30
	ϕ PO ₄ ³⁻ -P 固形態化率	シミュレーションでの適合性より		—	0.8
	δ_0 酸素/炭素比	文献値3.0 ⁽⁵¹⁾ より	gO/gC	3.0	3.0
	δ_{N1} N1g 亜硝酸化時の酸素量	硝化反応の化学量論より	gO/gN	—	3.43
	δ_{N2} N1g 硝酸化時の酸素量	硝化反応の化学量論より	gO/gN	—	2.29
溶 出 速 度	ν_1 Chl. a (μ g/Q)/C(mg/Q) 比	シミュレーションでの適合性より	μ g/mg	30	30
	ν_2 生菌数(c/mL)/C(mg/Q) 比	シミュレーションでの適合性より	c/ μ gC	0.3×10 ⁷	0.5×10 ⁶
	ν_3 光合成活性/C比	(単位(μ gO ₂ /Q·hr))/(mg/Q))	同左	30-300	100
温 度	<u>単位面積溶出速度定数</u>	表5-9および奥川ら ⁽¹⁸⁾ の採用値			
	Re_{S3} S1; 溶解性有機物(DOC)	$Re_{S-COD} = 100$	mg	—	50
	Re_{N1} N1; アモニア性窒素	$Re_{N1} = 10.3$	—	—	15
	Re_{Po} Po; オルトリ酸態リン	$Re_{Po} = 2.4$	m ² ·day	—	2.8
温度	Re_{Do} Do; 溶存酸素(消費)			—	-150
	θ 温度効果 光合成 溶出速度 それ以外	文献値1.05-1.09 ⁽⁴¹⁾ 実験結果より	— — —	— — 1.09	1.075 1.09 1.09

表 5 1 2 各コンパートメントの窒素、リン含有率

コンパートメント	記号	窒 素 / 炭 素			リ ン / 炭 素		
		記号	採用値	(3章)	記号	採用値	(3章)
1. バクテリア	B	λ_B	0.165	0.165	π_B	0.033	0.033
2. 植物プランクトン	P	λ_P	0.180	0.135-0.27	π_P	0.018	0.024-0.055
3. 動物プランクトン	Z	λ_Z	0.204	0.204	π_Z	0.033	0.033
4. 浮遊性有機物 (非生物性)	S_1	λ_1	0.120	0.075-0.18 (上限*)	π_1	0.018	0.0165-0.033 (上限*)
5. 溶解性有機物	S_2	λ_2	0.120**	0.120	π_2	0.014**	0.033

* 無機態濃度がマイナスとまらない範囲での含有率だし、上限をもつ。

** 北湖からの流入負荷は実測値を与える。

らの結果から、本モデルの特徴として以下の点が示された。

植物プランクトンはChl.aと光合成活性との適合性で検討した。図5-4(a)(b)のように両者とも春期と秋期の2つの増殖期が再現され、冬場の低濃度もよくシミュレートされている。さらに1.5~2倍程度の濃度差のある北部と南部との差も表現されている。6月末、9月中旬のピークは図5-13の河川負荷の経時変化より、湖内栄養塩濃度の増大によることがわかる。

酸素消費活性は、酸素消費に関わる反応の温度係数を1.09とすべて同一としたため、各時点で計算される酸素消費速度をその温度係数で20℃に換算することで経時変化が得られている。全体的な傾向は推定値でも表現されているが、値自身は計算値の方が1/3程度小さい。これは実測のデータの方がボトル効果などにより高めに算定されていることによると考えられる。一方、生菌数では2~3月にかけての菌数増大の傾向、7月における減少などある程度実際の挙動を示しているが、精度的には高くない。これは、今回のモデル計算では情報不十分のため、非生物有機物を難分解性と易分解性とに区分できなかったこと、および年間を通じて同一の係数を用いたことなどが影響していると考えられる。

CODについては全体、浮遊性、溶解性とも南

部北部それぞれで実測のデータをかなりよく再現している。N,Pも各形態、さらに南部北部とも、その挙動をよく表現したと考えられる。ただし、T-N,T-Pとも推定値が大量の降雨の後に(6月下旬や9月下旬)やや高めに、低降水時に(1-2月や5月)低めとなる傾向があった。これは周辺からの負荷量を降水によって算出される河川流量に依存させたためで、実際には、非降水由来(たとえば農業や生活排水)の河川および地下水流出が恒常的にあり、N,Pもそれとともに負荷されていることによると考えられる。この傾向が明確に現れているのは NO_3^- -Nであり、1~2月では北部で $100\mu g/l$ 、南部で $200\mu g/l$ 程度低めの推定値となっている。DOは図5-3(b)に示すように、よくシミュレートされたとおり、DOが単に飽和値にしたがって変動するのではなく内部での反応によって影響されていることが分かる。

5.4.3 物質収支

本シミュレーションによって南湖まわりでの物質の出入りおよび各反応量が把握されたのでそれをもとに物質循環・収支を検討する。

(1) 流量収支

図5-15に琵琶湖南湖の流量収支(1984 12/1

～1985 11/30)を示す。南湖では日平均で約1300万 m^3/day の水負荷があり、その内訳は北湖、河川、降雨、地下水で各々93.6、3.8、2.0、0.6%を占めている。それは流出によって98.7%、湖面蒸発によって1.3%が消失している。南湖では、水量的には北湖からの流入とその流出に大きく依存していることがわかる。

(2) 炭素

炭素の物質循環図を図5-16(a)に示す。ただし無機炭素についてはシミュレーションを実施していないので、この循環図は有機炭素についてのみ示してある。また計算では、北部と南部とに分離して行なったが、この循環図

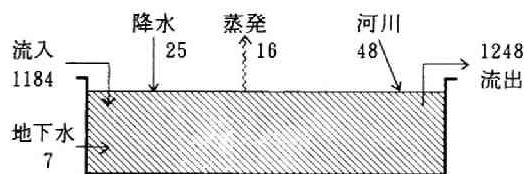


図 5 - 15 琵琶湖南湖の水収支
(1984.12.1～1985.11.30日平均;万 m^3/day)

はそれらを総合し単位面積あたり値で示した。

炭素は、総流入負荷量が482 $\text{mgC}/\text{m}^2\cdot\text{day}$ 、流出負荷量が626 $\text{mgC}/\text{m}^2\cdot\text{day}$ と、湖内での増大が認められる。その主要な負荷源は北湖からの流入であり、全体の90%以上を占めている。一方、形態に注目すると、P.Org-Cが流入で25%から流出では35%と増加している。

湖内でのTOCの増大は、光合成による生産を示しており、その値は全期間平均で353 $\text{mgC}/\text{m}^2\cdot\text{day}$ 、純生産でも190 $\text{mgC}/\text{m}^2\cdot\text{day}$ となり、流入負荷と同レベルであった。宝月⁵¹⁾は日本の湖沼の純生産量の目安として、富栄養湖で0.1～1.4 $\text{gC}/\text{m}^2\cdot\text{day}$ 、中栄養湖で0.1～0.3 $\text{gC}/\text{m}^2\cdot\text{day}$ 、貧栄養湖で0.07 $\text{gC}/\text{m}^2\cdot\text{day}$ の値を示している。この基準に照らすと、南湖は中栄養から富栄養の中間の状態と判断される。

動物プランクトン・バクテリアはそれぞれ捕食および分解によって13.2, 38.2 $\text{mgC}/\text{m}^2\cdot\text{day}$ の同化を行なっている。これは植物プランクトンの1次生産を100とするとそれぞれ4および11となる。呼吸による減少量は植物プランクトン・バクテリア・動物プランクトンそれぞ

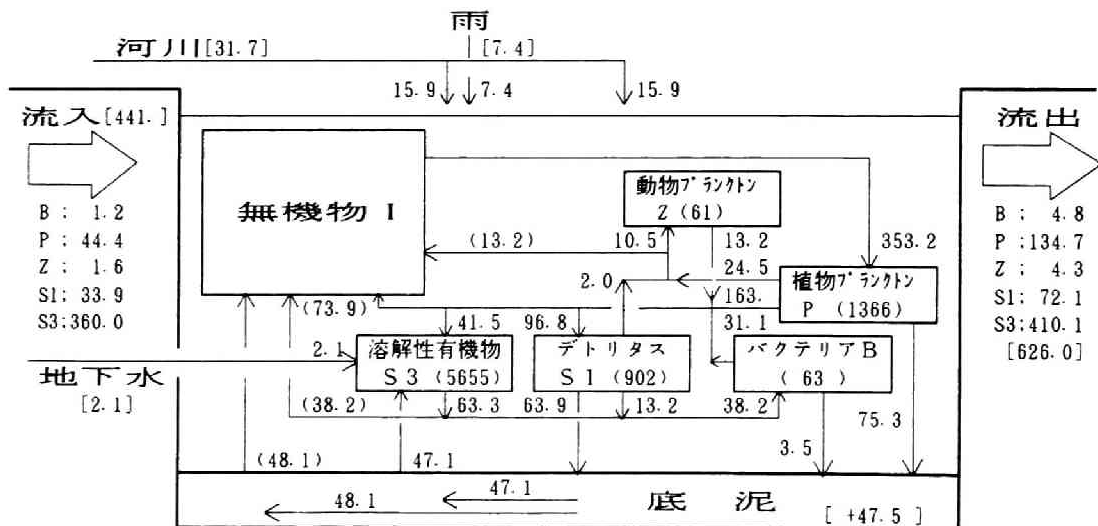


図 5 16 (a) 琵琶湖南湖の物質循環図 (有機炭素) 単位 $\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{day}$ [];TOC
(1984.12.1～1985.11.30平均) () 内 現存量 mg/m^2

れで164, 38, 11 $\text{mgC/m}^2 \cdot \text{day}$ であり、その過程全体でデトリタスに97 $\text{mgC/m}^2 \cdot \text{day}$ 、溶解性有機物(DOC)に42 $\text{mgC/m}^2 \cdot \text{day}$ に変換され、74 $\text{mgC/m}^2 \cdot \text{day}$ が無機態になると計算される。

各形態の平均現存量は図中()内に示したが、それによると植物プランクトン・デトリタス・バクテリア・動物プランクトンは順に1366, 902, 63, 61 mgC/m^2 となっており、それぞれPOCの57.1, 37.7, 2.6, 2.6%を占める。この現存量と同化量とから各生物群の回転率(=同化量/現存量; day^{-1})を求めると、バクテリアが0.63 day^{-1} と最も大きく、ついで植物プランクトン、動物プランクトンが0.26, 0.21 day^{-1} となる。

このような過程で浮遊物化したCは沈殿して底泥に移行する。その量はPOCとして143 $\text{mgC/m}^2 \cdot \text{day}$ である。この沈降量に対し、年間平均の溶出量はDOCとして47 $\text{mgC/m}^2 \cdot \text{day}$ 、そのほか無機態として48 $\text{mgC/m}^2 \cdot \text{day}$ が回帰する

(溶存酸素の消費量より試算)。したがって沈降した炭素は無機化、溶存化、残存とほぼ同じ割合で変化し、結局、48 $\text{mgC/m}^2 \cdot \text{day}$ 程度の速度で毎年底泥が成長するといえる。

(3) 窒素

図5-16(b)に、窒素の循環図を示す。南湖総流入窒素量は124.9 $\text{mgN/m}^2 \cdot \text{day}$ 、総流出量は123.2 $\text{mgN/m}^2 \cdot \text{day}$ で、流入した窒素の内1.2%が、湖内で除去されたに過ぎないことがわかる。形態別では、 In-N が25 $\text{mgN/m}^2 \cdot \text{day}$ 減少し、 P. Org-N が20 $\text{mgN/m}^2 \cdot \text{day}$ 増加していた。

炭素の循環図では同化、呼吸、沈降、溶出が主要な反応であったが、窒素はこれらに硝化が加わって、一つの循環をなしている。湖内での光合成に伴う同化量は64 $\text{mgN/m}^2 \cdot \text{day}$ と、流入負荷の半分程度であり、それは6割を $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ に、4割を $\text{NO}_3^- \text{-N}$ に依存している。亜硝酸化量、硝酸化量はそれぞれ34, 33 $\text{mgN/m}^2 \cdot \text{day}$ であ

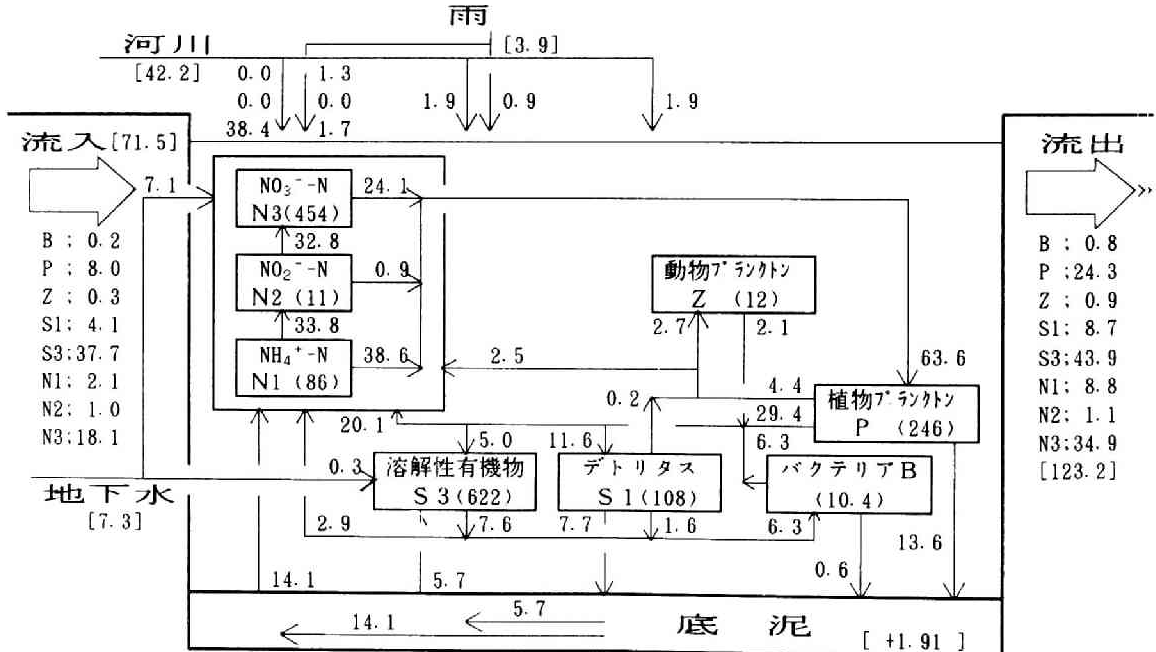


図 5 - 16 (b) 琵琶湖南湖の物質循環図 (窒素)
(1984.12.1~1985.11.30平均)

単位 $\text{mg/m}^2 \cdot \text{day}$ []; T-N
() 内 現存量 mg/m^2

るが、これは底泥からの回帰分も含めた NH_4^+ -N負荷の半分弱である。

炭素同様、固形化した窒素も沈降し、底泥となるが、その沈降量 $22 \text{ mgN/m}^2 \cdot \text{day}$ のうち、64%は NH_4^+ -Nとして、26%は S.Org-N として溶出回帰し、底泥として残存する量は10%程度に過ぎない。

脱窒とアンモニアストリッピングおよび窒素固定については量的に少ないと予想されること、および定式化が困難なことから、本モデルから排除したが、若干は湖内での窒素循環に関与していると考えられ、収支解析上、今後の課題といえる。

(4) リン

図5-16(C)にリンの循環図を示す。T-Pの南湖流入負荷量は $7.08 \text{ mgP/m}^2 \cdot \text{day}$ であったが、流出では $6.73 \text{ mgP/m}^2 \cdot \text{day}$ となり、湖内で4.5%が除去されている。その主な形態はIn-Pで、 $2.96 \text{ mgP/m}^2 \cdot \text{day}$ の除去となっている。負荷量的には河川からの寄与が半分以上と、北湖からの流入負荷よりも大きくなっている。

湖内の主要反応は、炭素、窒素でみられた同化・呼吸・沈降・溶出であるが、そのほか化学凝集による沈降が $1.08 \text{ mgP/m}^2 \cdot \text{day}$ と重要な過程となっていた。流出する固形性無機リンへの凝集過程も含めると、流入した $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ の $4.48 \text{ mgP/m}^2 \cdot \text{day}$ 中、約半分の $2.3 \text{ mgP/m}^2 \cdot \text{day}$ が固形化すると試算される。同化量は $6.36 \text{ mgP/m}^2 \cdot \text{day}$ 、呼吸回帰量は $1.89 \text{ mgP/m}^2 \cdot \text{day}$ 、有機態沈降量は $2.63 \text{ mgP/m}^2 \cdot \text{day}$ 、溶出量は $3.3 \text{ mgP/m}^2 \cdot \text{day}$ であった。

これらのC、N、P各元素の循環図を、通常の水質測定で把握可能な浮遊物・溶解性有機態・(溶解性)無機態に整理し簡略化するとともに、そのC/N比、C/P比を求めたものが図5-17である。

まず流入についてみると、北湖からの流入水のC/N、C/P比はそれぞれ6.2, 215であるが、河川では0.95, 9.1、雨水では1.91, 6.85、さらに地下水では0.29, 4.57となっており、それらの負荷平均では3.86, 68.1と藻類組成と比較すると、N、Pの比率がCに比べ高くなっている。C/N、C/P比が低い理由は多量の無機態のN、Pの流入によるもので、その結果湖内では光合成

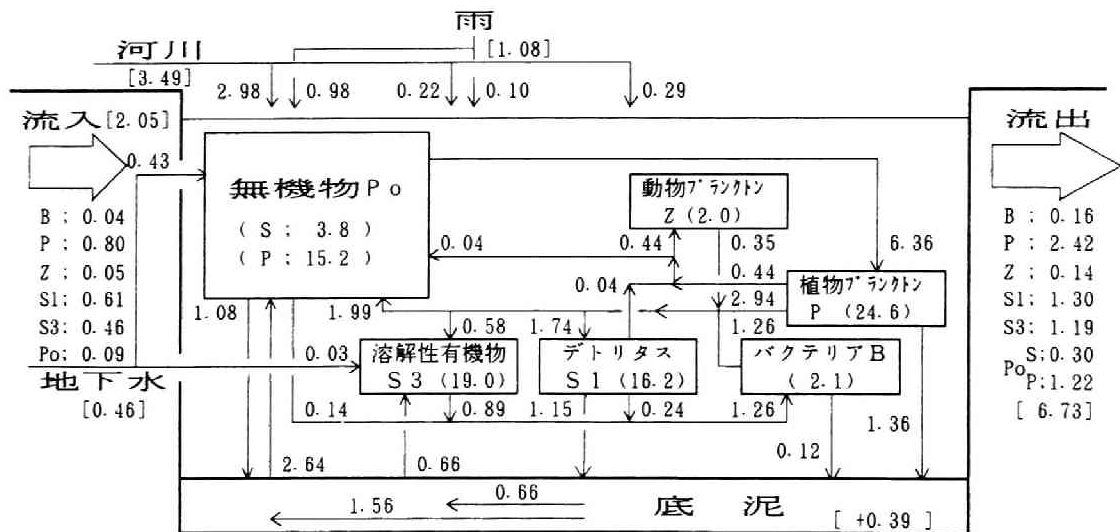


図 5 - 16 (c) 琵琶湖南湖の物質循環図 (リン)

単位 $\text{mg/m}^2 \cdot \text{day}$ []; T-N
(1984.12.1~1985.11.30平均) () 内 現存量 mg/m^2

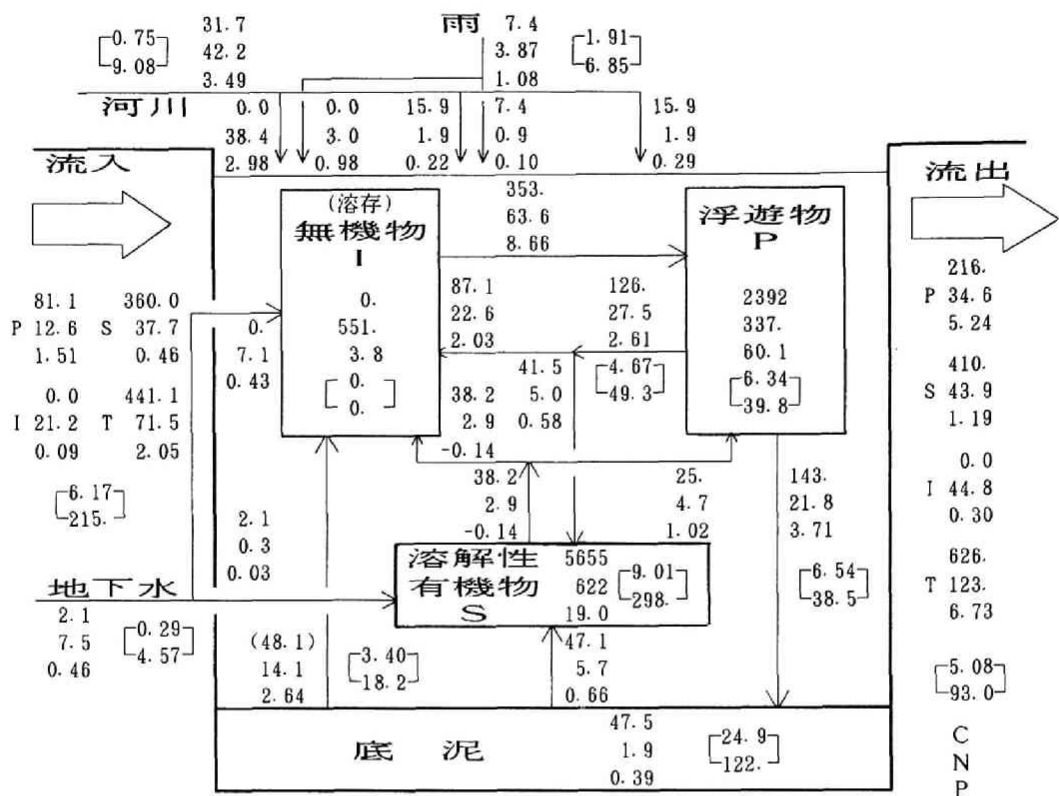


図 5 17 琵琶湖南湖のC, N, P循環とC/N, C/P比 単位 $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{day}$ (1984.12.1~1985.11.30平均) ()内 現存量 mg/m^2 [C/N比] [C/P比]

が促進され、流出水のC/N, C/P比は5.08, 93.0と藻類組成に近くなる傾向があった。一方、湖内の浮遊物組成では、C/N, C/P比とも6.34, 39.8と藻類組成の範囲であるが、沈降物ではそれぞれ6.54, 38.5となり、さらにそれと溶出との差で得られる最終堆積物では24.9, 121.8とその比はきわめて大きくなっている。酸化池実験では、浮遊物、沈降物、底泥のC/N比は、4.58, 8.12, 8.25、C/P比は、47.7, 36.3, 32.1となっている。底泥でのC/P比が両者で若干異なる以外、底泥化する過程での窒素成分の比率の減少や沈降物中でリンの含有率が浮遊物より若干高いことなど、同一の傾向を示している。また浮遊物が底泥化する過程での

C/N比の変化について、小山^(*)が木崎湖で行なった浮遊物、沈降物、新生堆積物さらに堆積物に関するC/N比解析と同一傾向を示している。

(5) 酸素およびエネルギー

つづいて、図5-18に各反応で生じる酸素およびエネルギーの生成・消費量を示す。ここで酸素の生成量は各反応の化学量論量より、一方、生成エネルギーは水中の有機物組成をGloynaの藻類組成式と同一と仮定し、そのエネルギー量をSteuerの式(有機物中の酸素の1/2は炭素と結合し、他の1/2は水素と結合と仮定した式；高位発熱量 $H_o(\text{cal/g}) = 8100 \cdot (c - (3/8)o) + 5700 \cdot (3/8) \cdot o + 34500 \cdot (h - (1/16)o +$

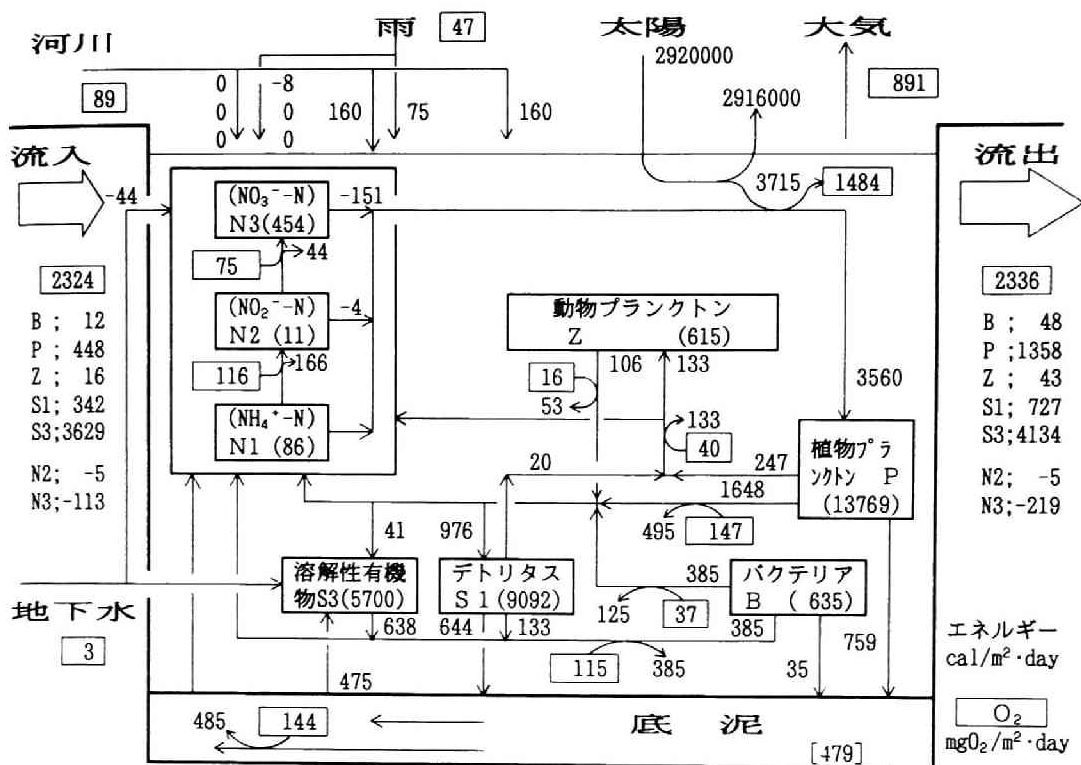


図 5 - 18 琵琶湖南湖のエネルギーおよび酸素の循環 () 内 現存量 mg/m^2
(1984.12.1~1985.11.30平均)

2500*s, c, h, o, s; 炭素, 水素, 酸素, 硫黄の含有率(g/g), ただし N, P は NH_3 , P_2O_5 となると仮定) から計算し、1g の有機炭素が 10.08 kcal のエネルギーを持つと考えた。このエネルギー収支では、硝化反応に伴う出入りも考慮し、1g N の亜硝酸化、硝酸化それぞれで 4.92, 1.35 kcal を得るとして計算した。光合成の過程で、窒素形態として $NO_2^- - N$ や $NO_3^- - N$ を利用する場合には、その有機物合成エネルギーに $NO_2^- - N$, $NO_3^- - N$ の $NH_4^+ - N$ までに移行する間のエネルギー量も加算して算出した。さらに、南湖全体での収支を得るため、流出入有機物については上記エネルギー量の出入りを、窒素については NH_3 のエネルギーレベルを 0 とし、 $NO_2^- - N$, $NO_3^- - N$ についてはマイナスの負荷量として

計算した(有機物中の窒素のエネルギーは有機炭素のエネルギー試算値に含まれる)。図 5-19 は、このエネルギー収支から湖内でのエネルギー流れをまとめたものである。

まず酸素の挙動に注目する。湖内での生成要因は光合成で、それにより $1484 \text{ mgO}_2/m^2 \cdot \text{day}$ と流入負荷の 2/3 程度に相当する量が生成される。生成量の 2/3 は大気中に気散するが、残りは $190 \text{ mgO}_2/m^2 \cdot \text{day}$ が硝化反応で、 $144 \text{ mgO}_2/m^2 \cdot \text{day}$ が底泥による酸素消費で、さらに $240 \text{ mgO}_2/m^2 \cdot \text{day}$ が各生物群の呼吸によって消費される。

一方、エネルギーでみると、湖面に降り注ぐ太陽エネルギーは $2920 \text{ Mcal}/m^2 \cdot \text{day}$ と大きい、光合成で利用されるのはその 0.1% 強の

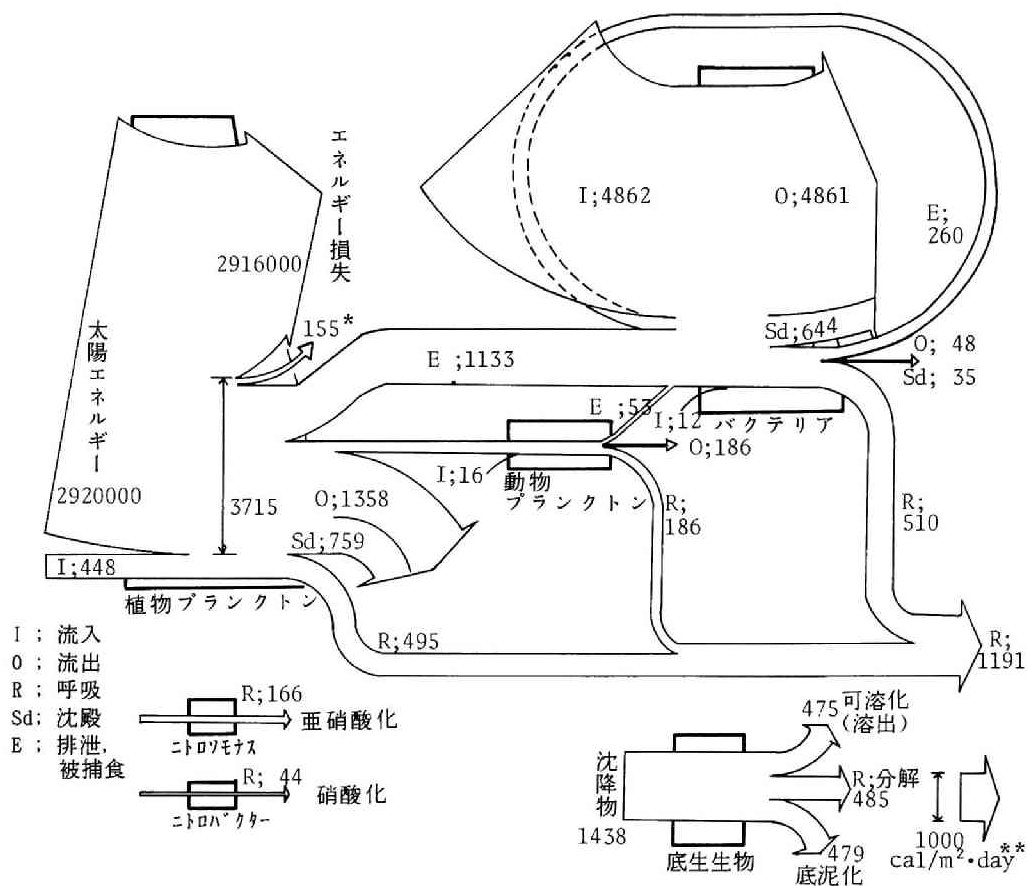


図 5 19 琵琶湖南湖でのエネルギー流れ

* 硝酸利用によるエネルギー損失(アモニア利用を0とする) **太陽エネルギーとその比では比例させず

3715 kcal/m²·dayである。天然水域での一年間の平均総生産効率は0.5%を越えないといわれ、諏訪湖でも0.22%程度である⁵⁰⁾ので、この数値から南湖の富栄養化のレベルが判断できる。固定化した分および持込み藻類のエネルギー量の和4163 kcal/m²·dayは、呼吸, 沈殿, 流出, 被捕食, 排泄老廃物さらにNO₂⁻-N, NO₃⁻-Nの還元のためのエネルギーとして、それぞれ11.9, 18.2, 32.6, 6.4, 27.2, 3.7%が消費される。被捕食量分は動物プランクトンに移行するが、それは流入量と合わせて66%が呼吸で、19%が老廃物で、15%が流出に当てら

れる。一般に、一次消費者のエネルギー摂取量は1次生産の10%と言われる⁴⁹⁾が、今ケースもほぼ同様の結果となっている。一方、老廃物と流入有機物の一部はバクテリアによって同化され、その量は771 kcal/m²·day (図5-19には分解に関与しない分まで書かれている)である。その他、底泥での分解と硝化でエネルギー獲得が成されている。各生物反応の大きさをその同化エネルギー量で比較すると(底泥では水中のバクテリアと同じ収率と仮定して、同化量を算出)、重複分も含め全生物によって同化されるエネルギーを100とすれ

ば、植物プランクトン、バクテリア、動物プランクトン、ベントス、硝化菌それぞれで62.6, 13.0, 4.5, 16.3, 13.5となる。このエネルギー収支からも植物プランクトンが湖沼の生産構造を決定する上で重要な生物群であることがわかる。

5.4.4 炭素、窒素、リンの収支比較と自浄量の評価

前記の解析で、湖内での各成分の物質循環が明らかとなったので、それに基づき各反応が全体の収支にどのように関与し、最終的な琵琶湖南湖の浄化能にどの様に関わるのかを検討する。

そこで、各元素の琵琶湖南湖での生成項、

消滅項をまとめ、全体の負荷量を100%として各反応の重要性を比較した(図5-20)。図では各元素の全体指標(T-N, T-Pなど)の南湖全体の収支のほか、浮遊物まわりでも示した。ただしこの場合は、その幅を湖全体の場合と対応させた。なお炭素ではTOCの全負荷量を100%とした。

酸素に注目すると、生成項は北湖流入負荷のほか光合成でほぼ占められる。消滅項には流出と気散が大きいが、そのほか呼吸、分解、捕食、硝化、底泥と様々な過程が関与し、しかもそれらは全体の2~3%と同レベルで作用していることがわかる。これらのうち、呼吸、分解、捕食、底泥は水中の有機物を分解に導く作用であり、いわば生物による自浄の働きに相当する。これら全体を100としてその大きさを比較すると、呼吸、底泥、分解、捕食の順に40.1,

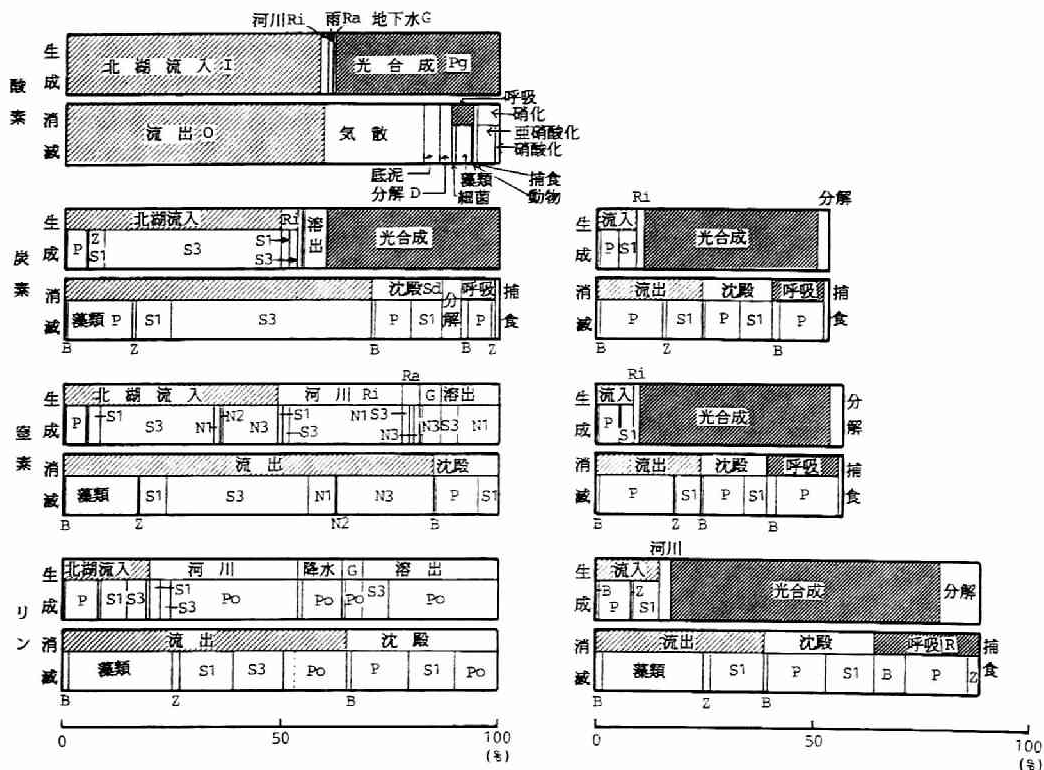


図 5 - 20 酸素、炭素、窒素、リンの琵琶湖南湖物質収支

28.9, 22.9, 8.0となる。水中生物に起因して消費される酸素量を100%として、バクテリア、植物プランクトン、動物プランクトンそれぞれの消費量を求めると42.9, 41.5, 15.6%となる。これは3章の分解実験、4章の酸化池実験の結果とほぼ同じ範囲内である。

底泥の酸素消費は酸化池の場合では水中での呼吸量に匹敵する量であるが、この場合は1/3程度となっている。これは、南湖の水深が酸化池に比べ深いため、水中存在量に比べ沈降量が相対的に少ない結果と考えられる。結局、富栄養湖の有機物分解は水中と底泥で生じ、水中での無機化はバクテリア、植物プランクトンが50%程度を占め、動物プランクトン数～十数%程度寄与しているとみなされる。底泥での分解は本実験池のように水深の浅い場合は水中と同レベルに、南湖のように数mとなるとその数分の1となると考えられる。

つづいてC, N, Pについて考察する。まず、浮遊物まわりの収支を検討すると、C, N, Pともその生成量の3/4が光合成で、1/5程度が流入の負荷によって賄われている。ただし、バクテリアの同化にともなう若干量の浮遊物の増大がみられる。一方、それらは約30%が呼吸によって無機化あるいは可溶化し、30%が沈殿となって水中から除去され、残り40%程度が流出する。また動物プランクトンの捕食によっても減少している。全体収支に対する浮遊物まわりの変化量の大きさは、C, N, Pによって異なり(CのみTOCを100%とする)、Pでは南湖全体の収支量に匹敵する大きさであるが、CやNでは50～60%程度と小さい。

このことは、炭素や窒素では流入した成分の一部がそのまま流出していることを示しており、炭素では溶解性有機物、窒素では同じく溶解性有機物と NO_3^- -Nがその成分に相当する。一方、TOC, T-N, T-Pの収支図から沈殿と溶出の影響をみると、沈殿量はC, N, Pでそれぞれ15, 15, 25%であり、溶出項はそれぞれ5, 15, 30%程度であり、N, Pでは沈降したうちの10%

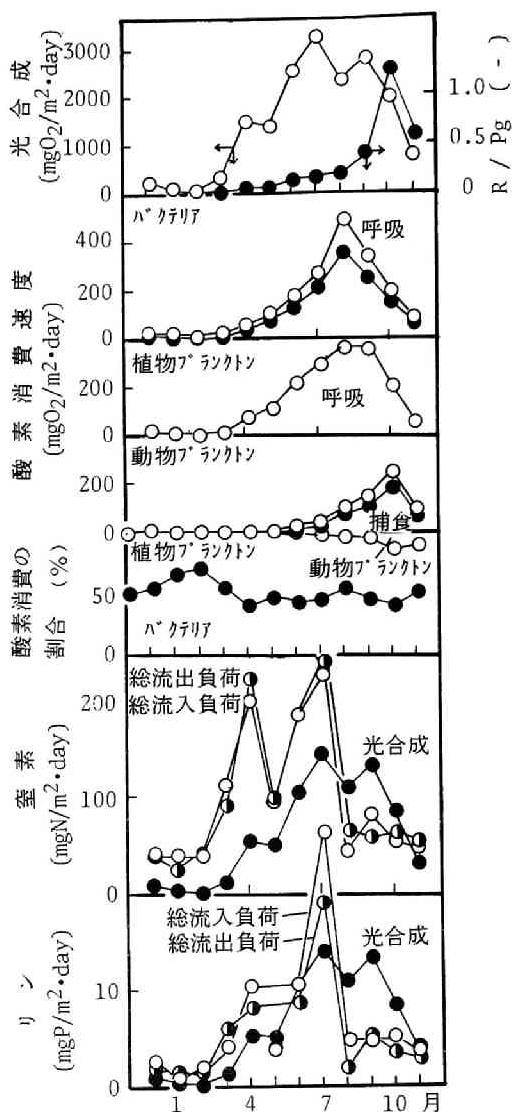


図 5 21 生物活性の経時変化

程度が底泥として保持されると計算される。流入総負荷量でみれば5%以下に当たる量である。沈殿による減少量は量的には先の呼吸による水中での減少量に匹敵している。

このように、窒素等では湖内で未利用のまま流出する成分があるが、これは、低水温時には植物プランクトン等の生物活動が不活発

なためと、多量の降雨とともに栄養塩が流入する場合は、滞留時間が短いために湖内を素通りする影響と考えられる。そこで図5-21には経時変化から生物活性等を検討してみた。

光合成量についてみると、1～2月には100 mgO/m²・day以下と低いレベルにあるが、3月から徐々に増加し、4月以降10月までは1000mgN/m²・dayを越えている。捕食や分解に伴う分も含めた生物による全呼吸量は、この光合成に遅れて変化しており、そのピークは植物プランクトンでは8、9月、バクテリアでは8月、動物プランクトンでは9月となっている。各生物群による酸素消費の割合も図示したが、バクテリアは40～60%、植物プランクトンは30～60%の範囲であった。とくにその変化が顕著なのは動物プランクトンであり、6月以前は1%以下であるが、10月には10%を越えている。R/Pg比は通常は0.5以下であるが、10月には1.0を越え、分解が生産を卓越していた。

つづいて負荷量の経時変化を考察する。負荷量では降水の影響で4月と7月にピークが生じている。湖内の生物反応を代表する光合成活性は、図のように負荷量と対応して増減するが、比例するものではなく、このため流出負荷量は流入負荷量の多い月に高く、むしろ流入負荷を越えるピークとなっている。

以上のことから、自然の湖沼では未利用のまま流出する無機態のN,Pがあるが、これは通常の状態では藻類増殖にとって過剰量となる負荷があるというよりは、むしろ降雨などにもない一時的に多量に流入する部分が素通りする影響と判断される。通常のN,Pの利用効率はかなり大きいと考えられる。

最後に表1-7に示した各種の考え方にもとずく自浄量を表5-13に算出してみた。結果をみると、汚濁物の減少では対象形態を浮遊物や有機物とした場合には、すべてマイナスすなわち自濁的と判断される。形態を全体でみた場合、考察対象範囲を南湖全体とすると、N(T-N),P(T-P)でそれぞれ1.91, 0.39 mg/m²・

表 5 - 13 C,N,Pの各反応量

現象	考慮範囲	形態	番号	炭素 mgC m ² ・day	窒素 mgN m ² ・day	リン mgP m ² ・day
汚濁物の減少	南湖全体	浮遊物	①	-119	-20.0	-3.44
		有機物	②	-146	-23.41	-2.63
		全体	③	—	1.91	0.39
	水中	浮遊物	④	-119	-20.0	-3.44
		有機物	⑤	-99	-17.76	-1.97
		全体	⑥	—	21.82	3.71
	生物反応	浮遊物	⑦	-250	-40.8	-7.07
		有機物	⑧	-228	-38.2	-4.47
		全体	⑨	—	0	0
系の復元力	南湖全体	浮遊物	⑩	271	49.3	6.32
		有機物	⑪	221	41.6	4.94
		全体	⑫	—	1.91	0.39
	水中	浮遊物	⑬	271	49.3	6.32
		有機物	⑭	268	47.2	5.60
		全体	⑮	—	21.82	3.71
	生物反応	浮遊物	⑯	128.6	27.5	2.61
		有機物	⑰	125.3	25.42	1.89
		全体	⑱	—	0	0

day、水中のみで考えると21.8, 3.71 mg/m²・dayとなる。これは先の酸化池実験と比較するとN,Pとも、前者で約100分の1、後者で約10分の1となっている。負荷量的には南湖の方がN,Pとも約1/4であるので、これよりも小さな比率でしか減少効果が働かないといえる。この差異は、酸化池と異なり、南湖では負荷量や滞留時間の変動がきわめて大きく、滞留時間が短く負荷量の多い場合に、そのほとんどが未利用のまま素通りすることによると考えらる。

一方、復元力の考え方にたって評価すると、各反応とも正の値となっており、浮遊物・有機物など考慮する範囲で異なるが、C,N,Pそれぞれ150～250, 30～50, 2～6 mg/m²・day程度の復元力すなわちこれらの減少化する能力があると評価できる。これに関わる反応の内訳は図5-20の収支グラフに示されている。この値を先の酸化池実験の結果と比較すると、1/10

～1/5程度である。さらに、流入負荷に対する復元力（水中浮遊物の場合）の大きさを求めるとC, N, Pでそれぞれ0.56, 0.39, 0.89であり、各元素とも酸化池の場合の4池のレベルとなっている。この値は降雨などの負荷も含めた

値であるので、通常の負荷場合のみを考えると、かなり復元力との比は高い値であり、系は安定した（すでに浮遊物濃度は最大となった）状態になっていると判断される。

第4節 結 語

本章では1984年12月から1985年11月までの水質調査結果をもとに、琵琶湖南湖の水質挙動を解析し、ついでモデルによるシミュレーション計算で各反応量を求め、それらの自浄作用への寄与評価を試みた。

第3節では琵琶湖南湖の調査をもとに、南湖水質の特性と水質項目間の関連を検討し、① 1985年の琵琶湖南湖では、春から秋にかけてChl. aで10～30 $\mu\text{g}/\text{L}$ の藻類増殖ピークを生じる。浮遊物組成はSS:VSS:P-COD:P-N:P-P:Chl. a=312:100:116:6.6:0.72:0.52である。その増殖に伴うCODの増大量はChl. aの増分で推定でき、Chl. a 1 $\mu\text{g}/\text{L}$ あたりP-COD, S-CODそれぞれ0.14, 0.08 mg/L の増加が認められる。またN, P含有率のかなり小さい溶解性有機物が、湖水中に2～3 mg/L 程度ベースとして存在する。② T-N, T-Pの平均濃度はそれぞれ470 $\mu\text{g}/\text{L}$, 23 $\mu\text{g}/\text{L}$ で、浮遊物中のN, P含有率は、平均的には負荷N, P比に応じて変化し、P. Org-P/P-P比は年平均で6～20(mgN/mgP)の範囲にある。③ 南湖内で主な水質指標は、北から南へ流下方向にかけて中間点までは徐々に増加し、中間点から流出端まではほぼ同一レベルとなる分布パターンを示す。④水温は藻類の光合成反応に大きく影響し、pH・DO飽和率と相関係数でそれぞれ0.90, 0.61と高く、Chl. aに対しては、10℃以下でその濃度を明確に低くするなどの影響を与える。などの成果を得た。

第4節では、第3章で開発した生態モデルを基に、流動モデル, 負荷量モデル, 底泥モデル等を組合せたシミュレーションを行ない、以下の成果を得た。

- ⑤ バクテリア, 植物プランクトン, 動物プランクトンおよび非生物性有機物, 無機C, N, P, O濃度など10変数からなる微分方程式で、C, N, P, Oを含む南湖水域水質予測モデルを開発した。
- ⑥ 同モデルの数値計算により、春期および秋期の藻類増殖を始めとしてChl. a, COD, N, Pなどの水質挙動を、濃度レベルの異なる北部と南部それぞれについて、かなりの精度で推定しうることを示した。
- ⑦ この数値計算をもとに、流量, C, N, P, Oさらにエネルギーの琵琶湖南湖物質循環図を作成し、湖内の主要な反応機構が光合成, 呼吸, 沈殿, 溶出で、それぞれ炭素の年平均値で350, 130, 140, 100 $\text{mgC}/\text{m}^2\cdot\text{day}$ 程度である。
- ⑧ 生産が分解を上回る琵琶湖南湖では、酸化池同様、生物反応等の効果を示す浄化量としては、減少量より物質循環の復元力で把握する方が適切である。
- ⑨ この観点にたつて各反応の自浄寄与への評価すると、流入負荷と湖内生産量で生じた有機炭素の30%が呼吸分解で、さらに30%が沈殿作用により浄化される。この呼吸分解における、水中微生物による寄与を比較するとバクテリア, 植物プランクトン, 動物プランクトン各々43, 42, 16%であることを示した。

第5章 参考文献

- 1) 寺島彰, 上田孝明, "琵琶湖南湖盆の浚渫が水質および底生動物に及ぼす影響", 日本陸水学雑誌, Vol. 43, No. 2, p81-87(1982)
- 2) 近畿地方建設局琵琶湖工事事務所, "昭和51年度琵琶湖富栄養化調査報告書"(1977)
- 3) 藤井滋穂, 宗宮功, "COD_{Cr}測定および利用に関する2, 3の知見—COD_{Cr}とTOCとの関係およびCOD_{Cr}の自動測定法について", 水質汚濁研究, Vol. 10, No. 10, p631-634(1987)
- 4) 気象庁, "月報—全国気象表—", 昭和59年11月～昭和60年12月(1985-86)
- 5) 建設省河川局編, "雨量年表(昭和59年, 60年)", 日本河川協会, Vol. 27, 28(1985-1986)
- 6) 建設省河川局編, "流量年表(昭和59年, 60年)", 日本河川協会, Vol. 37, 38(1985-1986)
- 7) 宝月欣二, "水界生態系", 生態学講座3, 共立出版, p26(1974)
- 8) 藤井滋穂, 宗宮功, "琵琶湖南湖の富栄養化解析(1)—水質の分布特性—", 環境技術, Vol. 13, No. 7, p482-488(1984)
- 9) 藤井滋穂, 宗宮功, "琵琶湖南湖の富栄養化解析(2)—水質の分布特性—", 環境技術, Vol. 13, No. 10, p720-726(1984)
- 10) 津野洋, "微生物による基質摂取・代謝の動力学モデル化に関する研究", 京都大学博士論文(1977)
- 11) DiToro, D. M., O'Connor, D. J. & Thomann, R. V., "A Dynamic Model for the Phytoplankton Population in the Sacramento - San Joaquin Delta", *Advances in Chemistry Series*, No. 106, p131-180 (1971)
- 12) 築谷尚嗣, "琵琶湖南湖における栄養塩類と植物プランクトンの挙動", 京都大学修士論文(1975)
- 13) 奥川光治, 宗宮功, "数値モデルによる富栄養化シミュレーション解析", 土木学会論文報告集 No. 337, p119-128(1983)
- 14) 宗宮功, 津野洋, 藤井滋穂, "富栄養化水域における底泥の役割について", 昭和58年度琵琶湖研究所プロジェクト研究 '湖水の運動と混合過程に関する水理学的研究'(1984)
- 15) 海老瀬潜一, 宗宮功, 大桑尚史, "市街地河川の流達負荷量変化と河床付着生物群(1)", 用水と廃水, Vol. 20, No. 12, p1447-1459(1978)
- 16) 平野良雄, "小河川における汚濁物質の流達特性に関する研究", 京都大学修士論文(1979)
- 17) 田淵俊雄, 高村義親, 鈴木誠治, "雨と雪の中の窒素とリン", 水温の研究, Vol. 23, No. 1, p4709-4718(1979)
- 18) 小泉清明, "伊勢湾、三河湾周辺降雨の汚濁化と汚濁負荷について", 産業公害, Vol. 12, No. 5, p451-460(1976)
- 19) 宗宮功, 酒井彰, "2次処理水の酸化池処理における水質挙動(Ⅱ)—生物量および栄養塩の収支に関する検討—", 下水道協会誌, Vol. 14, No. 160, p41-48(1977)
- 20) 高崎みつる, "湖の溶存酸素収支に関する研究", 東北大学博士論文(1986)
- 21) 沖野外輝夫, 平塚茂雄, 田中哲治郎, "諏訪湖における物質循環のモデル化(Ⅱ)", 諏訪湖集水域生態系研究報告No. 7, p63-85(1981)
- 22) Jorgensen, S. E., Mejer, H. & Fris, M., "Examination of a Lake Model", *Ecological Modelling*, Vol. 4(1978)
- 23) Neils, N., "A Simulation Model for Phytoplankton Growth and Nutrient Cycling in Eutrophic Shallow Lakes", *Ecological Modelling*, Vol. 4, p279-310(1978)
- 24) Wolters, R. A., "A Time and Depth-Dependant Model for Physical, Chemical and Biological Cycles in Temperature Lakes", *Ecological Modelling*, Vol. 8, p79-96(1980)
- 25) Chen, C. W. & Orlob, G. T., "System Analysis and Simulation", in *Ecology III*, p476-587, Academic Press, New York(1975)
- 26) 坂本充, "生態学遷移Ⅱ", 生態学講座11b, p155-159, 共立出版(1976)
- 27) 福島武彦, 相崎守弘, 大坪国順, 村岡浩爾, "湖沼の沈降物質に関する研究", 衛生工学研究討論会講演論文集, Vol. 18, p9-14(1982)
- 28) Fillos, J. & Swanson, W. R., "The Release Rate of Nutrients from River and Lake Sediments" *J. WPCF*, Vol. 47, No. 5, p1032-1042(1975)
- 29) 田中俊博, "水質に及ぼす底泥の影響に関する基礎的研究—とくに有機物及び栄養塩の溶出について—", 京都大学大学院工学研究科修士論文(1975)
- 30) Fillos, J. & Biswas, H., "Phosphorus Release and Sorption by Lake Mohegan Sediments", *Proc. of ASCE*, Vol. 102, No. EE2, p239-249(1976)
- 31) 瓜生昌弘, "湖沼底泥からのリン溶出に関する基礎的研究", 京都大学工学部衛生工学科卒業論文(1976)
- 32) 細見正明, 岡田光正, 須藤隆一, "底泥からの窒素およびリンの溶出に及ぼす溶存酸素の影響について", 水質汚濁学会講演集, Vol. 16, p274-275(1982)
- 33) 鈴木俊也, 橋治国, "富栄養湖底泥表層部からの窒素, リンの溶出について", 水質汚濁学会講演集, Vol. 16, p280-281(1982)
- 34) Freedman, P. L. & Canale, R. P., "Nutrient Release from Anaerobic Sediments", *Proc. of*

- ASCE, Vol. 103, No. EE2, p233-244(1977)
- 35) 村上健, 長谷川清, "底泥からのリン, 窒素の溶出" 土木学会年講Ⅱ, Vol. 29, p647-648(1974)
- 36) Austin, E. R. & Lee, G. F., "Nitrogen Release from Lake Sediments", *J. WPCF*, Vol. 45, No. 5, p870-878(1973)
- 37) 浮田正夫, 中西弘, "富栄養化水域における底質評価に関する研究その1", 衛生工学研究討論会講演論文集, Vol. 10, p52-57(1974)
- 38) 古米弘明, 大垣真一郎, "底質のリン存在形態とリン溶出", 水質汚濁学会講演集, Vol. 15, p133-138(1981)
- 39) Bates, M. H. & Neafus, N. J. E., "Phosphorus Release from Sediments from Lake Carl Blackwell, Oklahoma", *Water Res.*, Vol. 14, No. 10, p1477-1481(1980)
- 40) 村上健, "底泥中の有機物質と水質汚濁", 公害と対策, Vol. 11, No. 6, p623-629(1974)
- 41) 福永勲, 宇野源太, 石井隆一郎, "河川底質沈殿物と河川汚濁対策について", 水処理技術, Vol. 14, No. 1, p15-30(1973)
- 42) 鈴木孝男, 栗原康, "混合培養系における細菌、原生動物、水生ミミズ個体群の変動機構", 微生物の生態8, p71-97, 学会出版センター(1984)
- 43) Eckenfelder, W. E. & O'conner, D. J., "Biological Waste Treatment", *Pergamon Press*, p22-42(1961)
- 44) 岡田光正, 須藤隆一, "藻類増殖とリン", 用水と廃水, Vol. 22, No. 8, p23-38(1980)
- 45) 倉沢秀夫, 山岸宏, 吉川正武, 為政園野, "諏訪湖のプランクトンの季節変化(1970年)ープランクトンの数と量との優占種の比較ー", 諏訪湖生物群集の生産力に関する研究3, p41-53(1971)
- 46) 手塚泰彦, "水圏生態系の食物連鎖と微生物", 微生物の生態1, p71-87, 学会出版センター(1974)
- 47) 山本護太郎, 伊藤猛夫, "水界動物生態学Ⅱ", 共立生態学講座16, p43-54, 共立出版(1973)
- 48) 小山忠四郎, "生物地球化学", p77-85, 東海大学出版会(1980)
- 49) Odum, E. P. 著, 三島次郎訳, "生態学の基礎(上) 原書第3版", p47-108, 培風館(1974)
- 50) 有賀祐勝, "水界植物群落の物質生産Ⅱー植物プランクトンー", 共立生態学講座8, p76-77, 共立出版(1973)

第6章 結 論

本論文は、富栄養化水域の現象のなかで、とくに有機物の分解などのいわゆる自浄作用に注目して研究を進めたものである。その機構解明や各反応の定量化を目的として、個々の反応の詳細な観察から現象全体の概略把握まで広範な方法で研究を進め、それら成果を有機的に結び付けることで、現象と機構の解明を行なった。湖沼における自浄作用の意味・意義の検討、富栄養化に関連する水質指標の内容・変動特性の考察、マイクロコズムを用いた基礎的生物反応把握実験、酸化池による小モデル湖実験さらに琵琶湖南湖における野外調査およびモデル化と、研究上基礎となる調査・実験を積み重ねて成果をとりまとめた。

第1章では、従来の文献より自浄作用の概念を整理した。自浄作用は多くの場合、河川を中心とする場での細菌によるBOD、COD等の有機物の分解作用として把握されてきており、その作用を補佐する曝気や窒素の硝化や脱窒もその研究対象となってきたこと。逆に、場所的には固相、物理反応では拡散、生物では植物プランクトン、さらに物質では毒性や蓄積性の重金属、有機ハロゲン化物、農薬はあまり対象とされていないことを示した。

この文献考察を手がかりに、湖沼における自浄作用の意義として、従来の汚濁物の減少の概念に加え、系の安定性に関わる復元力の概念を導入することを提案した。この概念は、水系に外部からの負荷があっても系内の各種反応により水質は通常ある一定のレベルに引き戻されことを示すものであり、復元力とはそのための反応量を表している。自浄能を汚濁物の減少力と復元力との2点の視点に立って整理して、各々定量化する手順を検討し、第3章以降で、その数値が富栄養化現象の中

でどのような効果・作用を表わしているのか考察した。

第2章では、広く事象を把握する上で、対象となるものを認識・感知する指標の理解が重要である観点から、富栄養化の現象認識で必要不可欠な水質指標について、その意義と特性について考察を行なった。そこでまず、各種の水質指標をその対象自身の質的な特徴より分類・整理し、個々の指標の特性の違いが利用面での重要な差になるなどの結果を示した。

水質指標の変動特性については頻度分布という巨視的な観点で考察し、以下の成果を得た。

① 水質指標の頻度分布特徴から、外部要因の影響の強い項目は対数正規に、逆に内部の反応の影響を受ける項目は対数正規分布に従いやすく、周期性の影響の大きい項目は一様分布に、さらに水域の持つ受容能力が強い指標は、指数分布型となる。

② 水質の分布型は、地点・時間の2元的データが得られている場合には、地点および採水日の分散に対する寄与率と変動係数の3つのパラメータで分類・定量化できる。

粒径分布という微視的な観点からは、以下の成果が得られた。

③ 水中の有機物の粒径分布は多くの場合で $0.025\mu\text{m}$ までと、 $8\sim 250\mu\text{m}$ の2ヶ所にピークをもつパターンを示し、とくに $0.10\sim 8\mu\text{m}$ の範囲の有機物は好氣的な過程で著しく減少し、通常の水中にはほとんど存在しない。

④ 有機物組成は粒径 0.0094 , 0.45 , 8 , $74\mu\text{m}$ で大きく変わり、これらの粒径を考慮したクラスター分析で試水の所在源に応じて分離でき、さらに判別分析で各試料の相対的位置を定量的に表わせる。

第3章では湖沼内の生物学的反応の諸過程について、マイクロコズムを用いた実験により解析し、各種水質と生物間の関連を把握し、それらの挙動を数式表示するモデルの開発を試みた。とくに実験ではデータの不足している有機物の分解過程を中心に行ない、関連する微生物群として植物プランクトン・動物プランクトン・バクテリアをとりあげ、暗条件・好気の回分実験を通してこれらが浄化反応にどのように関与しているかを検討した。主要な成果は以下のとおりである。

- ① 有機物分解過程での各種水質指標の減少速度定数として、Chl. a, T-COD, P-CODそれぞれで $0.01 \sim 0.04$, $0.007 \sim 0.05$, $0.01 \sim 0.07 \text{ day}^{-1}$ 程度(10底)の値を得た。
- ② Nは回帰しやすいが、Pは回帰しにくい。
- ③ 水温は、各分解の反応速度に影響し、その効果は温度係数で1.09となった。
- ④ バクテリア、植物プランクトンの増殖速度、組成、バクテリアの収率、植物プランクトンの栄養塩摂取速度など、関連する微生物群の基本的な特性値を得た。
- ⑤ バクテリア、植物プランクトン、動物プランクトンそれぞれの呼吸速度を定式化し、各微生物群の自浄作用に及ぼす効果をこれらの呼吸速度で評価する手法を提案した。
- ⑥ バクテリア・植物プランクトン・動物プランクトンおよび非生物性有機物を変数として含む7元の微分方程式で、N, Pを含めた富栄養化水の分解過程を説明するモデルを開発した。
- ⑦ 同モデルに基づく物質収支から、富栄養化水域水中の物質循環として非生物性有機物のバクテリアの摂取、バクテリアの自己分解が重要であることを示した。
- ⑧ 酸素消費量でみると植物プランクトンは約10～40%と比較的小さく、バクテリアが40～70%が中心であり、動物プランクトンは0～40%の範囲であった。

第4章では、酸化池を用いたモデル富栄養

湖実験から、そこでの生物・化学・物理の諸反応を定量して物質収支を求め、その結果を通じて、池内の各種反応の自浄作用への効果を評価した。得られた成果は以下のようにまとめられる。

- ① 藻類が酸化池内で繁茂すると、池内はpH 9以上、DO 10 mg/l 以上の過飽和状態となり、その藻類増殖で池内の無機イオンが減少し、それに対応して浮遊物が増大する。
- ② 沈降量は短期的に大きく変動するが、長期的に見ると浮遊物量と対応する。底泥は強熱減量が40%程度と、有機物の割合がきわめて高い。
- ③ 酸化池内での生産および呼吸作用に関して、重回帰分析により影響因子の抽出と定式化を行ない、藻類量が主要因子であることを示した。
- ④ 池内浮遊物生成はほぼ藻体有機物に由来するが、リンでは Ca^{2+} との化学凝集による無機態リンが、P-P中20～50%を占める。
- ⑤ 動物の作用は、藻類の捕食とそれに伴う栄養塩の回帰であり、捕食作用によってN, Pを $2 \sim 20 \mu\text{N/l} \cdot \text{day}$, $0.3 \sim 2.5 \mu\text{P/l} \cdot \text{day}$ 程度回帰させる。動物プランクトンの現存量は水中浮遊物の5～10%を、生産量は総生産量の2～3%を占める。
- ⑥ 浮遊物は平均で $15 \sim 30 \text{ cm/day}$ の速度で沈降するが、底泥中では沈降物は1次反応定数で $0.01 \sim 0.02 \text{ day}^{-1}$ に相当する速度で一年以内に70～90%が分解溶出する。
- ⑦ 本酸化池の流動モデルを立て、それと各種実測データから各池のC, N, P, Oの物質循環を得る収支計算方法を提示した。
- ⑧ 池内物質収支図から、池内の主要反応が固形化(光合成)、呼吸、沈降、溶出であることを示した。光合成で $5.4 \sim 11 \text{ gC/m}^2 \cdot \text{day}$ の速度で固定されるが、呼吸によって36%が無機化され、排泄によって8%が溶解化し、50%の沈殿し、沈殿物は底泥中で分解され、その必要酸素の5～25%は脱窒による。

⑨ 炭素は流入負荷量の50%が大気から供給されるが、窒素では脱窒9、アンモニアストリッピング1の割合で系外に移行し、あわせて窒素除去量の68%を占める。

⑩ 自浄作用に関して、C、N、Pとも光合成、呼吸、沈殿そして溶出の過程を通じて、物質が循環し、その間に捕捉される部分が池の除去となっており、汚濁物減少の観点では生産が分解を越える場合、その値がマイナスとなるため、浄化の評価値としては意義が乏しく、むしろ減少方向への反応量である復元力の方が優れていることを示した

⑪ この量を池内の有機物に注目すると半分は水中で他の半分は底泥で寄与され、水中での浄化分は植物プランクトン・バクテリアが約半分づつを占め、動物プランクトンも数%程度関与すること。この復元力が系への流入負荷に比べ大きい場合、系の水質レベルが一定の値となり安定し、この意味で復元力は系の安定性の指標となることを明らかにした。

第5章では1984年12月から1985年11月までに実施した琵琶湖南湖の水質調査結果をもとに、南湖の水質挙動を把握し、ついでモデルによるシミュレーション計算で各反応量を求め、それらの自浄作用への寄与評価を試みた。

まず、琵琶湖南湖の調査をもとに、南湖水質の特性と水質項目間の関連を検討し、以下の結果を得た。

① 琵琶湖南湖では、春から秋にかけてChl. aで数十 $\mu\text{g}/\text{L}$ 、浮遊物組成でSS:VSS:P-COD:P-N:P-P:Chl. a=312:100:116:6.6:0.72:0.52の藻類増殖ピークを生じ、その増殖に伴うCODの増大量はChl. aの増分で推定でき、1 $\mu\text{g}/\text{L}$ の増大でP-COD, S-CODそれぞれ0.14, 0.08 mg/L の増加である。またN, P含有率のかなり小さい溶解性有機物が、湖水中にベースとして2~3 mg/L 程度常に存在する。

② 浮遊物中のN, P含有率は、平均的には負荷N/P比に応じて変化し、P. Org-P/P-P比は年平

均で6~20(mgN/mgP)の範囲にある。

③ 主な水質指標は南湖内で、北から南へ流下方向にかけて中間点までは徐々に増加し、中間点から流出端まではほぼ同一レベルとなる分布パターンを示す。

ついで、第3章で開発した生態モデルを基に、流動モデル、負荷量モデル、底泥モデル等を組合せ、以下の成果を得た。

④ バクテリア、植物プランクトン、動物プランクトンおよび非生物性有機物、無機N, P, O濃度など10変数からなる微分方程式で、C, N, P, Oを含めた南湖水域水質を予測するモデルを開発した。

⑤ 同モデルにより、春期および秋期の藻類増殖を始めとしてChl. a, COD, N, Pなどの水質挙動を、濃度レベルの異なる北部と南部それぞれについて、かなりの精度で推定しうることを示した。

⑥ この数値計算をもとに、流量、C, N, P, O, エネルギーの琵琶湖南湖物質循環図を作成し、湖内の主要な反応機構が光合成、呼吸、沈殿、溶出であり、それぞれ炭素の年平均値で350, 130, 140, 100 $\text{mgC}/\text{m}^2\cdot\text{day}$ 程度であることを示した。

⑦ 生産が分解を上回る琵琶湖南湖では、酸化池同様、生物反応等の効果を示す浄化量としては、減少量より物質循環の復元力で把握する方が適切であり、この観点にたつて各反応の自浄寄与への評価すると、流入負荷と湖内生産量で生じた有機炭素の3割が呼吸分解で、さらに3割が沈殿作用により浄化されることを示した。

以上、各章ごとに得られた成果を、再度整理し、富栄養化に関する本一連の研究の特色を明確にする。

その第1点として、水質指標自身に対する徹底的あるいは巨視的な詳細な考察である。これはおもに第2章で論じたが、その後の第3章以降の物質収支、モデル化の際の指標間

の関連把握上もその内容も利用されている。

第2点は、関連する反応生物の基礎的な係数値を実験的・数値計算的に算出した点であり、これは第2章から第5章までの間に数多くの成果を得た。これらは、モデル化あるいは基礎的な反応素過程の把握上、必須の情報といえる。

第3点として、関連水質生物間での反応過程に関わる物質収支を挙げることができる。物質収支は関連反応のメカニズム把握上不可欠であり、モデル化や施策上での基礎情報を与えるものである。本研究では、実測値や計算値に基づいて詳細な物質収支を得る手順を示し、第3～第5章で数多くの元素について詳細な循環図を描いた。

第4点はモデル化であり、富栄養化の工学的取扱を可能にするとともに、影響評価等での予測を可能にした点である。従来の研究に比較すると、本モデルは、化学量論を正確に押さえているため、C, N, P, Oなど重要元素のすべてを含み、かつ元素間の整合性もとれている。そのため、これら以外の元素にモデルを拡張するのも容易な構造となっている。さらに、バクテリアも変数として取り入れて、その効果を量的に明確化したことなどが、その特徴となっている。

最後の第5点目として、研究全体で常に湖の自浄作用に注目した点が挙げられる。そして、湖沼のような物質循環系では、単に減少という概念では論ずることができず、復元力

という観点を取り入れる必要性を、従来の文献での自浄作用の捕らえ方、各反応量の算出を通じて1, 3, 4, 5章で明らかにした。

一方、本研究で積み残された問題も多い。

第一の課題として種間サクセッションの問題を挙げることができる。本研究では生物を工学的に扱う観点から藻類と1つのものとして表現したが、現在の富栄養化の影響面では、単なる藻類量の増大よりもむしろ、通常藻類種から臭気発生藻類への変化等、種の変遷によることがより重要となっている。これは、現在藻類全体を1つで表したものを、単に緑藻、珪藻、藍藻と3者に分けて済む問題ではなく、個別の種自身に注目した研究を展開する必要性が考えられる。

第2点目としては、現在の対象水質指標の見直しが考えられる。上記種の変化に関連し、藻類の増殖因子としてN, Pだけに注目する姿勢に疑問視され、Fe, キレート物質, Si, ビタミン類などの他の因子のチェックも始まりつつある。ただし、自然界の広範な種類の物質と藻類の種の特性との関係を見つけるのはきわめて困難な仕事となろう。

いずれにしろ、今日のN, Pに注目した富栄養化の研究レベルとしては、かなりの塾度に達しており、今後の展開を期待する上では、これまで以上の地道な基礎データが必要と予想される。

謝 辞

本論文は、筆者が京都大学大学院工学研究科修士課程在学中および現在の京都大学衛生工学部衛生工学科在職に行なってきた富栄養化ならびに自浄作用に関連する研究を取りまとめたものである。

本研究の遂行ならびに本論文の作成にあたり、終始熱心にご指導、ご鞭撻、ご助言を賜った京都大学衛生工学科教授 宗宮功博士に深く感謝致します。宗宮先生には、筆者が京都大学工学部衛生工学科で水質工学研究室に講座配属以来、4回生から直接指導して頂きました。そのパワフルな行動力、柔軟な発想、転換の速さ等々、筆者にとって常に驚異でもあり、もっとも頼もしい先生でもあります。

京都大学教授 井上頼輝博士には、論文作成に当たりご懇篤なご指導を賜りました。子細にわたりきめ細やかで丁寧なご示唆、ご注意、ご助言に厚く感謝の意を表します。

京都大学教授 住友恒博士には、論文作成に当たり御懇篤なご指導を賜りました。また筆者が天津の実験施設で実験していた頃、しばしば激励を受けたことがなつかしく思われます。厚く感謝の意を表します。

京都大学助教授津野洋博士には、同じ研究室にて研究上の有意義なご助言を賜るとともに、第5章の琵琶湖調査では採水船運転、データの解析等、直接の研究のご助力を賜りました。深く感謝の意を表します。

また、京都大学工学部技官の河村正純氏には、筆者がこの一連の研究の始め酸化池実験で、直接、分析方法などを教わるなど、酸化池の研究で大いにご助力、ご指導を受けました。深く感謝の意を表します。

第2章から第5章の各章の研究では、卒業研究や修士論文作成通じて、学生諸氏とゼミ・実験を行ない、ともに研究を進めてきました。とくに第2章の研究では向川泰和氏（現三菱電気）、第3章の研究では白木敏之氏（現日立造船）、小倉啓宏氏（現大阪ガス）、水野理氏（現宮城県）、第4章の研究では久保裕志氏（現愛知県）、武田薫氏（現NKK）、第5章の研究では三谷清氏（現福井県）らとともに研究を進めてきました。その他にも、本研究の遂行にあったては水質工学研究室の卒業生、現学生に多くのご助力を得ました。これら多くの皆様にも厚くお礼も申し上げます。

